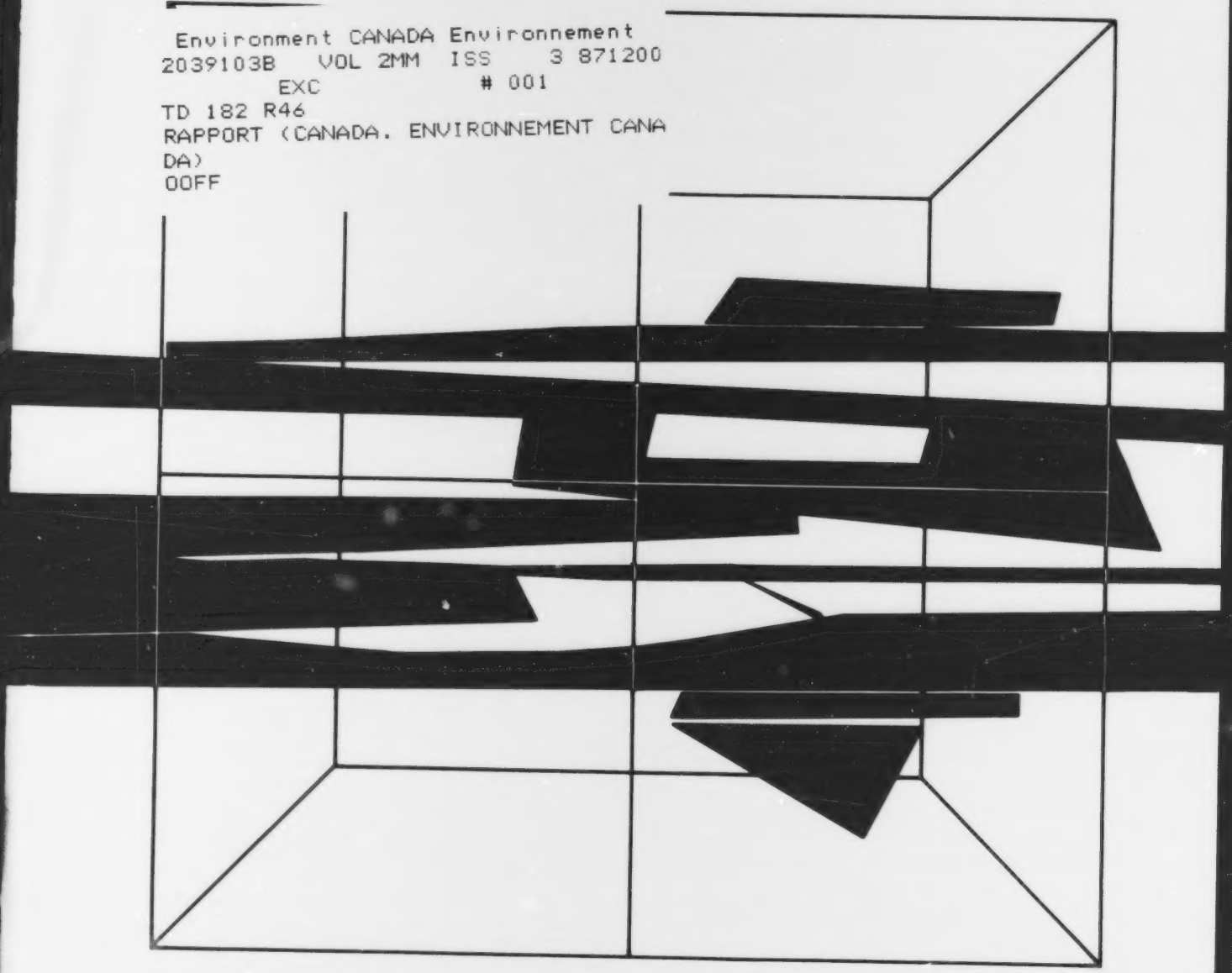
Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai

SPE 2/MM/3
Décembre 1987

Environment CANADA Environnement
2039103B VOL 2MM ISS 3 871200
EXC # 001
TD 182 R46
RAPPORT (CANADA. ENVIRONNEMENT CANADA)
OOFF



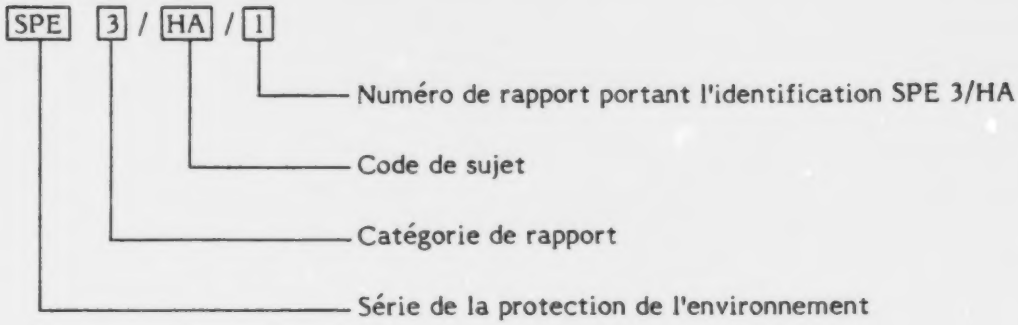
Environnement Canada Environment Canada

Canada

88-03019/

SÉRIE DE RAPPORTS DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotage:



Catégories

1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CE	Consommateurs et l'environnement
CI	Industries chimiques
FA	Activités fédérales
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord et rurales
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SF	Traitement de surface
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant aux Publications de la protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A OH3.

LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES PROVENANT DE L'EXPLOITATION DES MINES ET DE LA PRÉPARATION DU MINERAI

Environnement Canada
Conservation et Protection
Direction des programmes industriels
Division des opérations minières et métallurgiques

Rapport SPE 2/MM/3
Décembre 1987

Publication
distribuée par la Section des publications
Conservation et Protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Édition française de
Mine and Mill Wastewater Treatment Report
préparée par le
Module d'édition française

English copy available at the above mentioned address

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987
N° de cat. En 49-7/2-3F
ISBN 0-662-94608-1
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Prière d'adresser tout commentaire au sujet du présent rapport à:

J.S. Scott
Direction des programmes industriels
Protection de l'environnement
Conservation et Protection
Environnement Canada
K1A 0H3

ERRATA

Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai

SPE 2/MM/3

Décembre 1987

p.25 **L'avant dernière equation devrait se lire:**

$$Zn_T = Zn^{2+} + Zn(OH)^{+} + Zn(OH)_3^{-} + Zn(OH)_4^{2-}$$

p.27 **L'équation devrait se lire**

$$Fe^{2+} + 1/4O_2 + 2OH^{-} + 1/2H_2O \longrightarrow Fe(OH)_{3(s)}$$

p.30 **Avant dernier paragraphe, 4^e ligne; la phrase devrait se lire**

"...ensuite récupérer l'or et l'argent qu <u>ils</u> portent...

p.34 **La seconde équation devrait se lire:**

$$3OCl^{-} + 2CNO^{-} + H_2O \longrightarrow 2HCO_3^{-} + N_2 + 3Cl^{-}$$

p.48 **Le deuxième point du paragraphe 5) devrait se lire.**

° volume suffisant pour le traitement du surnageant, si il y a lieu;

REMERCIEMENTS

Le présent rapport constitue une mise à jour du rapport sur le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation des minerais (EPS-3-WP-75-5-F) qui a été publié en décembre 1975. Parmi les personnes dont la collaboration a grandement aidé les auteurs, mentionnons:

M. A. Bell, de Nolan, Davis and Associates (à l'emploi de Monenco Maritimes Limited au moment de la rédaction);

M. K.D. Phinney, un consultant;

MM. K. Fergusson,

A. Gosselin,

J. Ingles,

J.S. Scott, membres du personnel d'Environnement Canada.

RÉSUMÉ

Le présent rapport examine les résidus miniers liquides (eaux d'exhaure, eaux usées de préparation des minerais et eaux de ruissellement) et les polluants les plus courants qu'ils contiennent par suite de l'exploitation des gisements et de la préparation des minerais, en particulier au Canada. Il décrit à la fois la digue à résidus, un moyen traditionnel dont l'efficacité est éprouvée, et la station de traitement mécanique, un moyen plus récent, utilisés pour la gestion des eaux usées et leur épuration.

Il traite en détail des eaux d'exhaure acides résultant de l'exploitation des gisements de minerais sulfurés et de l'épuration des eaux usées cyanurées provenant de l'élaboration de l'or.

La dernière partie du rapport porte sur la gestion des résidus après la fermeture de l'exploitation minière.

ABSTRACT

This report gives an overview of waterborne liquid wastes (mine drainage, mill process effluents and surface runoff) and their contaminants frequently encountered in metal mining and milling operations, particularly in the context of Canadian mining. Current wastewater management and contaminant removal practices, using both conventional time-proven tailings pond systems and newer mechanical-type treatment plants, are described.

The subject of acid mine drainage resulting from the mining of sulphide containing ores and treatment of cyanide containing gold mill effluents are addressed extensively.

A final section in the report focuses on wastewater management during the post-operational phase of a mine's existence.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS		IV
RÉSUMÉ		V
ABSTRACT		VI
LISTE DES FIGURES		IX
LISTE DES TABLEAUX		X
1	INTRODUCTION	
2	LES PRESCRIPTIONS FÉDÉRALES ET PROVINCIALES CONCERNANT LES EFFLUENTS MINIERS	
2.1	Prescriptions fédérales	2
2.2	Prescriptions provinciales	2
3	L'ORIGINE DES POLLUANTS	
3.1	Pollution reliée à la nature des corps minéralisés	5
3.1.1	Mécanisme d'acidification des effluents miniers	5
3.1.2	Prévision de la qualité des effluents	7
3.1.3	Prévention de l'acidification des effluents	11
3.1.4	Traitement des effluents acides	13
3.1.5	Lutte contre les effluents acides	15
3.1.6	Travaux de recherche à réaliser	15
3.1.7	Radionucléides	20
3.2	Pollution due à la préparation du minerai	20
3.2.1	Réactifs employés dans la préparation	20
3.2.2	Matières solides en suspension	20
3.2.3	Éléments traces et autres	20
3.2.4	Thiosels	21
3.2.5	Qualité des eaux usées	23
3.3	Qualité des eaux traitées	23
4	LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES	
4.1	Élimination de l'acide libre et des métaux lourds	25
4.1.1	Précipitation des hydroxydes métalliques	25
4.1.2	Séparation solide-liquide et procédés des boues de forte densité	29
4.2	Élimination des cyanures	30
4.2.1	Dégradation naturelle	32
4.2.2	Chloration alcaline	33
4.2.3	Précédé SO_2 - air d'Inco	34
4.2.4	Procédé au SO_2 de Noranda	35
4.2.5	Procédé au peroxyde d'hydrogène	36
4.2.6	Échange d'ions	36
4.2.7	Procédé de biodégradation	37
4.3	Élimination des polluants radioactifs	38
4.4	Élimination des thiosels	38
4.5	Élimination de l'arsenic	40
4.6	Élimination des boues de traitement	42
4.7	Élimination des résidus	42
4.8	Stabilisation des réactifs de flottation	43
4.9	Élimination des eaux d'égout	43

5	LA GESTION DES EAUX USÉES MINIÈRES AU CANADA	
5.1	Élimination des résidus	44
5.1.1	Bassin à résidus - caractéristiques générales	47
5.1.2	Bassin à résidus - choix de l'emplacement	47
5.1.3	Bassin à résidus - conception et aménagement	48
5.1.4	Bassin à résidus - mode d'exploitation	53
5.1.5	Restauration	57
5.2	Eaux d'exhaure	57
5.3	Eaux de ruissellement et d'infiltration polluées	59
5.4	Installations de traitement mécanique	60
5.4.1	Traitement des eaux d'exhaure acides	61
5.4.2	Traitement des eaux usées acides par le procédé des boues de forte densité	64
5.4.3	Élimination du cyanure et de l'arsenic	64
5.4.4	Élimination du radium	74
5.5	Qualité des eaux traitées	76
6	LA GESTION DES EAUX USÉES EN FIN D'EXPLOITATION ET APRÈS LA FERMETURE DÉFINITIVE DE LA MINE	
6.1	Introduction	77
6.2	Mines sans résidus acidifiables	77
6.3	Mines à résidus acidifiables	78
6.3.1	Technologie de pointe	78
6.3.2	Traitement après la fermeture de l'exploitation	79
6.4	Mines d'uranium	80
6.5	Fermeture des installations de retenue de résidus	81
6.5.1	Résidus chimiquement stables	81
6.5.2	Résidus acidifiables	82
6.5.3	Résidus radioactifs	83
BIBLIOGRAPHIE		84

LISTE DES FIGURES

1	Solubilité de certains hydroxydes métalliques	26
2	Méthodes de construction des digues à résidus	51
3	Influence de la position du point de déversement par rapport à la digue	58
4	Influence du niveau de la retenue sur les caractéristiques d'infiltration	58
5	Traitement des eaux d'exhaure acides	62
6	Traitement des eaux d'exhaure acides par le procédé des boues de forte densité	63
7	Épuration des eaux usées à la mine Giant Yellowknife	66
8	Épuration des eaux usées à la mine McBean	67
9	Épuration des eaux usées à la mine Golden Giant	70
10	Épuration des eaux usées à la mine Con	72
11	Épuration des eaux usées à la mine Teck-Corona	73
12	Épuration des eaux usées à la mine Key Lake	75

LISTE DES TABLEAUX

1	Concentrations autorisées dans les effluents miniers	3
2	Résumé des prescriptions provinciales s'appliquant aux mines de métaux	4
3	Prévision de la qualité des effluents miniers	9
4	Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides	16
5	Efficacité des procédés d'amélioration des effluents miniers acides	18
6	Réactifs les plus couramment employés dans la préparation du minerai	21
7	Pollution des eaux usées de certaines mines et usines de préparation au Canada	24
8	Vitesse d'oxydation du fer ferreux	28
9	Coût relatif des neutralisants	28
10	Vitesse de l'oxydation biochimique des thiosels	40
11	Procédés d'élimination des résidus miniers au Canada	45
12	Variabilité de la qualité et de l'abondance des eaux d'exhaure	59
13	Efficacité du traitement (mine Giant Yellowknife)	66
14	Coût en capital et frais d'exploitation (mine Giant Yellowknife)	67
15	Détail des coûts (estimation) d'élimination du cyanure et de l'arsenic (mine Giant Yellowknife)	67
16	Efficacité du traitement (mine McBean)	68
17	Coût en capital et frais d'exploitation (mine McBean)	68
18	Détail des coûts d'élimination du cyanure (mine McBean)	69
19	Données d'exploitation (mine Golden Giant)	69
20	Efficacité du traitement (mine Golden Giant)	70
21	Données d'exploitation (mine Con)	71
22	Efficacité du traitement (mine Con)	72
23	Paramètres d'exploitation (mine Teck-Corona)	74
24	Efficacité du traitement (mine Teck-Corona)	74
25	Efficacité du traitement (mine d'uranium de Key Lake)	76
26	Exemples de la qualité des eaux traitées dans les mines canadiennes	76

1 INTRODUCTION

Un rapport sur le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation des minerais (EPS-3-WP-75-5-F) est paru pour la première fois en décembre 1975. À l'époque, c'était le premier document d'orientation traitant de la gestion des eaux usées des exploitations minières au Canada. Pendant plus de dix ans, cet ouvrage de référence a été d'une grande utilité pour les gens de l'industrie minière et pour les organismes de réglementation.

Nous reprenons ici la plupart des sujets traités dans la première parution, en mettant à jour l'information présentée; nous abordons aussi de nouvelles questions, notamment la préparation du minerai aurifère et le traitement des eaux usées après la fermeture de l'exploitation. Nous avons voulu donner un aperçu du traitement des effluents des mines métalliques et des usines de préparation de minerai en nous attachant plus particulièrement aux causes de pollution, aux procédés qui peuvent s'employer dans le traitement des eaux polluées et à la façon dont la gestion des eaux usées se concrétise dans les exploitations minières au Canada. Il n'entre pas dans notre propos d'examiner la gestion des effluents des mines métalliques et des usines de préparation dans tous ses détails, ni de présenter un code de recommandations techniques.

2 LES PRESCRIPTIONS FÉDÉRALES ET PROVINCIALES CONCERNANT LES EFFLUENTS MINIERS

2.1 Prescriptions fédérales

Le Service de la protection de l'environnement d'Environnement Canada a publié en avril 1977 des règlements et directives sur les effluents liquides des mines de métaux (EPS 1-WP-77-1), dans un document contenant des prescriptions qui visent à limiter les rejets de substances nocives par les mines de métaux communs, d'uranium et de fer. Les mines déjà en exploitation sont régies par les lignes directrices, tandis que les exploitations qui viennent d'ouvrir, qui prennent de l'expansion ou qui sont rouvertes sont soumises aux règlements.

Les prescriptions contenues dans le rapport EPS 1-WP-77-1 constituent des normes nationales, d'application uniforme, par lesquelles on cherche à protéger les poissons et les autres formes de vie aquatique. (Les règlements ont été adoptés en conformité des articles 33 et 34 de la *Loi sur les pêcheries*.) Toutefois, dans les cas particuliers où leur application ne suffit pas pour assurer la protection des ressources halieutiques, le gouvernement fédéral peut imposer des conditions plus strictes en adoptant des règlements concernant expressément des exploitations données. Dans les provinces où la réglementation est plus stricte que celle du gouvernement fédéral, ce sont les normes provinciales qui s'appliquent.

On trouvera au tableau 1 la liste des substances dont la concentration est limitée par les règlements et les lignes directrices contenus dans le rapport EPS 1-WP-77-1.

2.2 Prescriptions provinciales

Dans la plupart des provinces où des mines de métaux sont exploitées, on réglemente chaque cas séparément, en s'appuyant sur des règlements et autres textes de même nature. Plusieurs provinces se basent toutefois sur les valeurs limites prescrites dans la réglementation et les lignes directrices du gouvernement fédéral pour fixer leurs prescriptions. On peut voir au tableau 2 comment l'exploitation des mines de métaux est réglementée dans les diverses provinces.

TABLEAU 1 CONCENTRATIONS AUTORISÉES DANS LES EFFLUENTS MINIERS

Substance	Concentrations* autorisées	
	Moyenne arithmétique mensuelle	Dans un échantillon pris au hasard
Arsenic	0,5 mg/l	1,0 mg/l
Cuivre	0,3 mg/l	0,6 mg/l
Plomb	0,2 mg/l	0,4 mg/l
Nickel	0,5 mg/l	1,0 mg/l
Zinc	0,5 mg/l	1,0 mg/l
Total des matières en suspension	25,0 mg/l	50,0 mg/l
Radium-226	10,0 pCi/l (0,37 Bq/l)	30,0 pCi/l (1,11 Bq/l)
pH	6,0 ou plus	5,0 ou plus

* Concentrations totales sauf dans le cas du radium-226 qui se mesure en solution après filtration d'un échantillon sur un filtre à mailles de 3 micromètres. Les concentrations se mesurent dans les effluents non dilués, au point de rejet dans le milieu récepteur.

TABLEAU 2 RÉSUMÉ DES PRESCRIPTIONS PROVINCIALES S'APPLIQUANT AUX MINES DE MÉTAUX*

Province	Loi habilitante	Prescriptions provinciales par rapport aux normes fédérales
Terre-Neuve	Dept. of Consumer Affairs and Environment Act	Les règlements relatifs à l'environnement (eaux usées et eaux d'égout) comportent des prescriptions générales concernant la qualité des effluents. Ces prescriptions concordent généralement avec les moyennes mensuelles indiquées dans les conditions minimales fixées par le gouvernement fédéral pour la délivrance de permis d'exploitation.
Nouvelle-Écosse	Environmental Protection Act	En vertu de la Loi, pour obtenir un permis d'exploitation industrielle, il faut respecter les prescriptions fédérales et satisfaire aux conditions fixées pour chaque cas.
Nouveau-Brunswick	Loi sur l'assainissement de l'environnement	Un accord fédéral-provincial prévoit que les règlements et lignes directrices fédéraux constituent des prescriptions minimales
Île-du-Prince-Édouard	Aucune mine de métaux	
Québec	Loi sur la qualité de l'environnement	Il existe une version provisoire des lignes directrices concernant l'industrie minière. Les limites de rejet concordent avec les normes fédérales sauf dans le cas du cuivre (on demande 50 p. 100 de la norme fédérale, soit 0,15 mg/l), du fer (6,0 mg/l dans les échantillons pris au hasard), du CN total (1,5 mg/l) et du pH (6,5 - 9,5).
Ontario	Environmental Protection Act	Des lignes directrices provinciales constituent les prescriptions minimales s'appliquant à l'industrie minière. Le ministère indique un point d'échantillonnage où l'observation de ces prescriptions (ou d'autres plus exigeantes) doit être vérifiée.
Manitoba	Loi sur la protection l'environnement	Les prescriptions fédérales sont utilisées pour déterminer les conditions à imposer localement.
Saskatchewan	Environmental Management and Protection Act	Les limites déterminées pour chaque installation tiennent compte des prescriptions fédérales. Pour ce qui est du radium-226, on doit mesurer la concentration totale, non celle de la substance dissoute.
Alberta	Aucune mine de métaux	
Colombie-Britannique	Pollution Control Act	Des objectifs de dépollution (s'appliquant à l'industrie minière) ont été publiés.

* En date du 1er mars 1986.

3 L'ORIGINE DES POLLUTIONS

Dans bon nombre des exploitations minières au Canada, la pollution des eaux est due en grande partie au fait que certains minéraux sulfurés s'oxydent facilement, de sorte que les effluents produits sont acidifiés et chargés de métaux.

3.1 Pollution reliée à la nature des corps minéralisés

Tous les sulfures métalliques se prêtent à une certaine oxydation, même si elle est parfois très lente. Cependant, l'acidification des effluents ne se produit que lorsque les corps minéralisés renferment des sulfures de fer qui s'oxydent rapidement comme la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{0} . 8-1^{S}). Ainsi, au Canada, les effluents sont acides dans plusieurs mines, plus précisément celles où les minéraux d'intérêt économique (métaux communs, uranium et métaux précieux) exploités se trouvent dans une matrice de sulfures de fer éparse ou massive.

3.1.1 Mécanisme d'acidification des effluents miniers. Lorsque le processus d'oxydation est bien engagé, les effluents s'acidifient; on parle alors d'effluents miniers acides (EMA). Ce terme désigne le lessivat de pH bas qui s'écoule des déchets sulfurés produits dans une exploitation minière et soumis à l'action de processus naturels. Il peut s'agir des eaux d'exhaure d'une mine à ciel ouvert ou d'une mine souterraine ou encore des eaux de ruissellement et d'infiltration qui s'écoulent des dépôts de résidus et de stériles. La qualité des EMA peut varier d'une mine à l'autre, mais souvent leur acidité et leur teneur en métaux dépassent la norme réglementaire de plusieurs ordres de grandeur. Il faut donc aménager des installations pour stopper le processus d'acidification ou traiter les eaux acidifiées, installations coûteuses qui devront continuer de fonctionner longtemps après que l'exploitation commerciale de la mine aura cessé.

Dans bien des mines, toutefois, les effluents ne sont pas acides. Pour limiter le plus possible les conséquences écologiques de l'exploitation minière, l'essentiel est de prévoir si les effluents seront acides, prendre les mesures préventives nécessaires et veiller à ce que les effluents acides soient traités. Pour ce faire, il faut bien comprendre le mécanisme de l'acidification.

En général, les sulfures que renferment les gisements minéralisés, les résidus de la préparation du minerai et les stériles minéralisés s'oxydent lorsqu'ils sont exposés à l'oxygène (de l'air ou de l'eau). La pyrite, minéral sulfuré le plus répandu, est presque toujours mise en jeu dans l'acidification des effluents miniers. L'oxydation de ce minéral peut se représenter par quatre équations, bien qu'il s'agisse d'un processus complexe qu'on ne comprend pas encore entièrement.

$$FeS_{2(s)} + 7/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+ \quad (1)$$

$$Fe^{2+} + 1/4O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 1/2H_2O \quad (2)$$

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_{3(s)} + 3H^+ \quad (3)$$

$$FeS_{2(s)} + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+ \quad (4)$$

Kleinmann et coll. (1981) décrivent l'acidification des effluents miniers en trois étapes.

1re étape. La pyrite ainsi que d'autres minéraux sulfurés dont le pH est proche du point de neutralité subissent une oxydation chimique ou biologique relativement lente (équation nº 1). Ce processus peut être catalysé par la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* lorsqu'elle entre directement en contact avec les minéraux sulfurés. Autour des minéraux, le milieu s'acidifie graduellement et la deuxième étape du processus s'amorce.

2e étape. Le fer ferreux s'oxyde en fer ferrique (équation nº 2) et celui-ci précipite sous forme d'hydroxyde ferrique (équation nº 3), ce qui acidifie le milieu encore davantage. Le pH baissant en deçà de 3,5 environ, le fer ferrique reste en solution et oxyde la pyrite directement (équation nº 4).

3e étape. Les bactéries catalysent rapidement le processus en oxydant le fer ferreux en fer ferrique et le taux d'acidification générale augmente de plusieurs ordres de grandeur (Singer et Stumm, 1970). Un processus cyclique et rapide, représenté par les équations nºs 2 et 4, s'engage; il se forme de grandes quantités d'acide tandis que les métaux lourds sont libérés dans la solution. C'est ainsi que s'acidifient les effluents miniers.

Thiobacillus ferrooxidans oxyde le fer ferreux ainsi que les composés inorganiques renfermant du soufre réduit, tandis que *Thiobacillus thiooxidans* n'oxyde que ces derniers. Ces bactéries ne se développent vraiment qu'en milieu acide, mais elles se multiplient dans une certaine mesure lorsque le pH est proche du point de neutralité (Kleinmann et Crerar, 1979).

L'abondance des minéraux sulfurés a une influence déterminante, mais divers facteurs géochimiques et physiques jouent aussi. Ainsi, comme on peut le voir dans les formules présentées précédemment, les réactions exigent aussi de l'oxygène et de l'eau. En limitant l'apport d'oxygène, on ralentit l'oxydation (Pugh et coll., 1984). De même, si le milieu n'est pas saturé et que l'apport d'eau est insuffisant, l'oxydation sera limitée (Lowson, 1982).

L'eau joue un rôle important car elle débarrasse la surface des particules de minéraux sulfurés des produits d'oxydation qui s'y forment. La fréquence des lessivages influe sur la qualité des eaux qui s'écoulent des rejets miniers. Par temps relativement

sec, il peut s'accumuler dans les déchets de l'acide et des sulfates de métaux qui seront emportés lorsque les précipitations seront plus abondantes (Geidel, 1980). Lorsque les lessivages ne sont pas fréquents, les effluents sont plus concentrés. C'est ce qu'on constate en observant les fluctuations saisonnières de la qualité des effluents miniers acides.

D'autres facteurs influent sur la vitesse des réactions et, finalement, sur la qualité des effluents: ce sont notamment la température, la morphologie des sulfures, la surface effective des particules, l'abondance du dioxyde de carbone, des éléments nutritifs et des éléments traces essentiels à la croissance des microorganismes.

Outre la quantité de minéraux sulfurés présente, le facteur le plus déterminant quant à la qualité des effluents miniers est souvent la présence de minéraux neutralisant les acides. Les minéraux carbonatés comme le calcaire ($CaCO_3$) et la dolomite ($CaMg(CO_3)_2$) sont les principaux neutralisants naturels des déchets de mine. Ces minéraux peuvent neutraliser l'acide qui résulte de l'oxydation des sulfures, empêchant ainsi la baisse de pH nécessaire au développement des microorganismes. Dans ces conditions, le processus d'acidification ne peut vraiment s'engager, si bien que les effluents ne sont pas pollués.

L'action neutralisante qu'exerce le calcaire sur l'acide produit par l'oxydation de la pyrite peut se représenter comme suit (Williams et coll., 1982):

$$FeS_{2(s)} + 2CaCO_{3(s)} + 15/4O_{2(g)} + 3/2H_2O \rightarrow Fe(OH)_{3(s)} + 2SO_4^{2-} + 2Ca^{2+} + 2CO_{2(g)} \quad (5)$$

Pour déterminer si des effluents seront acidifiés, il faut connaître le processus d'acidification et surtout la nature géochimique des déchets miniers.

Les mécanismes de l'acidification ont été très étudiés au cours des vingt dernières années et continuent de retenir l'intérêt des chercheurs dans le monde entier. Plusieurs auteurs ont traité de cette question, notamment les suivants:

Ainsworth et Blachar, 1984
Buckley et Woods, 1984
Groudev, 1983
Hoffmann et coll., 1981
Kleinmann et Crerar, 1979
Lowson, 1982
Nordstrom, 1982
Pugh et coll., 1984
Silverman, 1967
Taylor et Wheeler, 1984
Taylor et coll., 1984
Torma et coll., 1974
USBM, 1985
Vuorminen et coll., 1983
Wakao et coll., 1984, 1983, 1982.

3.1.2 Prévision de la qualité des effluents. La qualité des effluents est fonction de la formation et de la consommation d'acide, ainsi que d'autres processus d'altération de la

roche. Il est actuellement impossible de modéliser tous ces processus pour prévoir exactement la composition des effluents. Toutefois, s'il s'engage des réactions aboutissant à l'acidification, les effluents seront de bien moins bonne qualité que s'il n'y a pas d'acidification. Prévoir si les effluents seront acides ou non est ce qui importe le plus lorsqu'on veut déterminer quelles conséquences l'exploitation d'une mine pourrait avoir sur les milieux aquatiques.

On peut déterminer en laboratoire le potentiel d'acidification, par l'analyse d'échantillons de roche. Divers chercheurs ont récemment examiné les méthodes qui s'emploient à cette fin (Perry, 1985; Ferguson, 1985; Ferguson et Erickson, 1986). Le tableau 3 décrit diverses épreuves en conditions statiques ou cinétiques, donne des précisions sur leurs applications, et indique leurs avantages et leurs inconvénients ainsi que les références les plus utiles.

Épreuves en conditions statiques. Plusieurs méthodes d'analyse consistent à faire le bilan stoechiométrique des minéraux sulfurés producteurs d'acide et des carbonates consommateurs d'acide (épreuves 1 et 2 au tableau 3). On parle de conditions statiques car on ne tient pas compte des vitesses relatives de production et de consommation d'acide. Les réactions qui aboutissent à la production d'acide sont induites par un processus cinétique, tandis que la réaction de consommation est un processus à l'équilibre, comme nous l'avons décrit. Certains chercheurs désapprouvent l'emploi des épreuves en conditions statiques, estimant qu'elles ne s'appliquent que lorsqu'il y a un fort excès de produits générateurs ou consommateurs d'acide (Caruccio et coll., 1980; Williams et coll., 1982; SENES, 1984). Toutefois, Ferguson et Erickson constatent, dans l'analyse des techniques de prévision qu'ils ont publiée en 1986, que les épreuves en conditions statiques sont souvent exactes et qu'elles sont particulièrement utiles comme épreuves de dépistage pour déterminer s'il y a lieu de faire des tests plus poussés.

Épreuves cinétiques. Ces épreuves servent à modéliser en laboratoire les processus générateurs et consommateurs d'acide. Elles ne s'emploient pas tellement pour prévoir la qualité des effluents car elles sont plus coûteuses et demandent plus de temps que les épreuves en conditions statiques.

B.C. Research a mis au point une épreuve cinétique qui permet d'évaluer dans quelle mesure des bactéries peuvent oxyder les minéraux sulfurés d'un échantillon de roche (épreuve 3 du tableau 3). Cette épreuve est particulièrement utile pour déterminer si un composant minéral est toxique pour les microorganismes et s'il inhibe leur croissance.

Au Canada, pour réaliser les autres épreuves cinétiques décrites au tableau 3, on se sert surtout de colonnes. Dans certains cas, les chercheurs placent un mélange de

TABLEAU 3 PRÉVISION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS MINIERS (Adapté de Fergusson, 1985)

Épreuve	Description	Utilisation	Avantages	Inconvénients	Référence(s)
Épreuves en conditions statiques					
1. Mesure des fractions acide et basique	1. On calcule le potentiel d'acidification d'après la teneur en soufre totale ou la teneur en soufre pyritique. 2. Pour déterminer le potentiel de neutralisation, on ajoute une quantité connue de HCL titrée par une solution étalon de NaOH jusqu'à pH 7. 3. On retranche le potentiel d'acidification du potentiel de neutralisation. Si la valeur est négative en deçà de 5 tonnes de $CaCO_3$/1000 tonnes de roche, le milieu est acidifiable.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	. Simple. . Peu coûteuse à l'unité. . Permet d'analyser un grand nombre d'échantillons pour estimer la variabilité du potentiel d'acidification. . Rapide.	. Difficulté d'interprétation lorsque les potentiels d'acidification et de neutralisation s'équivalent. . Ne permet pas de tenir compte des différentes vitesses de formation et de consommation possibles. . Plusieurs facteurs influant sur la qualité des effluents, notamment la grosseur des particules, la température, etc., sont négligés.	Sobek et coll. (1978)
2. Épreuve initiale de B.C. Research	1. On calcule le potentiel d'acidification d'après la teneur en sulfure totale. 2. On détermine le potentiel de consommation d'acide en faisant un titrage au moyen d'une solution étalon d'acide sulfurique à pH 3,5. 3. Le potentiel d'acidification est retranché du potentiel de consommation. Si la valeur est négative, le milieu peut s'acidifier.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs et dans les mines d'or au Canada.	Voir ci-dessus.	Voir ci-dessus.	Bruynesteyn et Hackl (1984)
Épreuves cinétiques					
3. Épreuve définitive de B.C. Research	1. On place l'échantillon dans un erlenmeyer de 250 ml contenant 70 ml de milieu nutritif et une culture de *T. ferrooxidans* à un pH de 2,2 à 2,5. 2. On place l'erlenmeyer sur un agitateur rotatif et l'on incube à 35 °C dans une atmosphère enrichie en CO_2. 3. On mesure le pH et on ajoute un nouvel échantillon. 4. Si le pH s'élève, l'échantillon n'est pas acidifiable. 5. Si le pH reste bas, l'échantillon peut s'acidifier.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs et dans les mines d'or au Canada.	. Relativement simple. . Relativement peu coûteuse. . Permet d'évaluer le potentiel de lessivage biologique.	. L'interprétation peut être difficile si le pH ne fluctue pas de façon marquée. . Ne permet pas de reproduire l'étape initiale de l'acidification. . Il peut être nécessaire d'attendre plusieurs semaines pour que le pH se stabilise.	Bruynesteyn et Hackl (1984)
4. Épreuves en flacons agités	1. On place l'échantillon dans un erlenmeyer de 1 l contenant 600 ml d'eau ou de bouillon nutritif. 2. On analyse une série d'échantillons dans différentes conditions (pH initial, inoculation et température). 3. L'incubation des échantillons peut durer trois mois. 4. On analyse des extraits toutes les semaines et toutes les deux semaines pour délimiter les plages de variation des paramètres.	Épreuve très souvent utilisée dans les mines de métaux communs au Canada.	. Permet de modéliser les réactions cinétiques de production et de consommation d'acide. . Permet d'évaluer l'effet de divers facteurs empêchant l'acidification.	. L'interprétation des résultats peut être difficile. . Évaluation relativement coûteuse. . Oblige à recueillir et à interpréter un grand nombre de données. . Épreuve très longue. . Se prête mal à l'analyse d'un grand nombre d'échantillons.	Halbert et coll. (1983)
5. Réacteur Soxhlet	1. On se sert d'un réacteur Soxhlet standard. 2. On remplit le réservoir d'eau; celle-ci est chauffée jusqu'à évaporation, puis elle passe dans le condenseur. Le liquide condensé	Épreuve utilisée à l'occasion dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	. Relativement simple. . Relativement rapide. . Permet d'évaluer l'interaction entre les réactions de production et de consommation d'acide.	. L'interprétation des résultats peut être difficile. . La relation avec les processus naturels n'est pas évidente. . L'épreuve en est encore au stade du développement.	Sullivan et Sobek (1982)

TABLEAU 3 PRÉVISION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS MINIERS (Adapté de Fergusson, 1985) (suite)

Épreuve	Description	Utilisation	Avantages	Inconvénients	Référence(s)
5. Réacteur Soxhlet (suite)	tombe dans le godet où se trouve l'échantillon, puis il retourne dans le réservoir. 3. L'extrait est analysé après 64 à 192 heures.				
6. Épreuve en atmosphère humide	1. On place l'échantillon dans un contenant de plexiglas alimenté en air humidifié. 2. On fait passer de l'air sec pendant trois jours au-dessus de l'échantillon, de l'air humidifié pendant trois jours et le 7e jour, on ajoute 200 ml d'eau. 3. On recueille l'extrait et on l'analyse pour délimiter les plages de variation des paramètres. 4. On reprend l'opération 8 ou 10 semaines de suite.	Emploi relativement répandu dans les mines de charbon des Appalaches aux États-Unis.	. Permet de modéliser la production et la consommation d'acide selon le processus cinétique. . On cherche à reproduire l'alternance des périodes de temps sec et de temps humide comme en milieu naturel.	. Voir ce qui est dit de l'épreuve en flacons.	Caruccio et coll. (1980)
7. Épreuve en colonne	1. On place l'échantillon dans une colonne et on fait des lavages périodiques à l'eau distillée (en général, pendant 8 ou 10 semaines au moins). 2. On décrit divers montages dans la documentation.	Emploi relativement répandu au Canada et aux États-Unis.	. Permet de modéliser la production et la consommation d'acide selon le processus cinétique. . Permet de modéliser l'effet de différents types de roche. . Permet de modéliser l'alternance des périodes de temps humide et de temps sec comme en milieu naturel. . Permet d'analyser des grains de différentes grosseurs, dans les limites imposées par le modèle.	. L'interprétation des résultats peut être difficile. . Épreuve relativement coûteuse. . Il faut recueillir et interpréter une grande quantité de données. . L'épreuve est longue. . Elle ne se prête pas à l'analyse d'un grand nombre d'échantillons. . Il peut être difficile d'uniformiser les lavages et la formation de canaux peut compliquer les choses.	Sturey et coll. (1982) Ritcey et Silver (1981)
8. Épreuve en parcelles ou en dépôts	1. On place du minerai ou un échantillon modifié sur une surface imperméable. 2. On recueille dans un puisard les pluviolessivats après les précipitations. 3. On analyse cette eau pour délimiter les plages de variation des paramètres. 4. L'épreuve se poursuit généralement au moins un an.	Emploi très rare au Canada et aux États-Unis.	. Modélisation la plus réaliste des processus naturels. . Permet de modéliser les conditions naturelles déterminantes en une seule épreuve.	. Épreuve très coûteuse. . Il faut recueillir et interpréter un grand nombre de données. . Épreuve très longue. . On ne peut faire que quelques épreuves individuelles à la fois.	Eger et coll. (1981) Murray et Okuhara (1980)

roches de divers types dans une colonne pour reproduire les conditions d'un dépôt de résidus de préparation ou de stériles. Parfois, on évalue dans une colonne ou dans une parcelle expérimentale les effets des mesures qu'on veut appliquer pour empêcher l'acidification des effluents.

Modèles mathématiques. On a récemment mis au point des modèles mathématiques pour prévoir la qualité des effluents miniers de façon quantitative (Caruccio, 1984; Jaynes et coll., 1984; Ricca et Shutz, 1979; Halbert et coll., 1983; Nicholson, 1984; Cathles, 1979; Davis et Ritchie, 1983). Ces modèles sont cependant assez complexes et n'ont pas fait l'objet d'une vérification approfondie, ou ils n'ont pas encore servi à faire de prévision.

3.1.3 Prévention de l'acidification des effluents. Lorsque les résultats des analyses montrent que les effluents d'une mine peuvent s'acidifier, il faut prendre des mesures pour empêcher que le processus d'acidification s'engage. Jusqu'ici, l'on n'a eu que des résultats variables. Les difficultés tiennent plus à la nature de l'exploitation minière qu'à un manque de connaissance sur le processus d'acidification. Lorsqu'on sait quelle peut être l'étendue des gisements en surface et en profondeur, des excavations et des dépôts de résidus et de déchets dans une exploitation minière, on comprend qu'il soit difficile d'y limiter l'oxydation des sulfures.

En théorie, il est possible d'empêcher les sulfures de s'oxyder, ou du moins d'atténuer le processus, en limitant les apports de réactifs essentiels (air et eau) ou en bloquant les réactions essentielles de l'acidification. On peut freiner la production d'acide par ces moyens, mais il est souvent impossible de l'enrayer tout à fait (Harries et Ritchie, 1985; USBM, 1985; Monenco, 1984).

Le moyen le plus efficace de restreindre l'acidification est de réduire les apports d'air. En éliminant complètement la pénétration de l'air, on devrait enrayer l'acidification. La réduction des apports d'eau (à l'état liquide) est beaucoup moins efficace car la quantité d'eau nécessaire à l'acidification représente moins de 1/5000 de la quantité d'air mise en jeu dans le processus. On peut cependant freiner par ce moyen le transport des produits de réaction dans le milieu environnant. Quoi qu'il en soit, avec les ouvrages de dérivation, le recouvrement des produits acidifiables, l'aménagement de galeries d'infiltration et la compression des déchets, on empêche l'eau de venir en contact avec les minéraux sulfurés acidifiables, de sorte qu'on devrait réduire la production d'effluents acides.

Souvent, pour réduire au minimum l'entrée d'air, on inonde la mine une fois qu'elle est épuisée, qu'il s'agisse d'une exploitation à ciel ouvert ou souterraine, surtout s'il

est possible de submerger tous les sulfures et que les mouvements de convexion dans la masse d'eau sont faibles. C'est un moyen très efficace de bloquer la diffusion de l'oxygène et, par conséquent, de restreindre l'acidification (État de l'Ohio, 1971; Smith et VanZyl, 1983). Pour empêcher l'oxydation, il faut inonder la mine dès que possible après que les déchets ont été évacués. L'inondation des mines épuisées doit se planifier soigneusement. En outre, il peut être nécessaire de faire des mesures pendant plusieurs mois pour déterminer si l'opération a réussi.

On a pu empêcher des résidus de mine de s'acidifier en les immergeant, généralement dans un lac (Monenco, 1984; Hamilton et Fraser, 1978). L'efficacité de cette méthode s'explique par le fait que l'eau limite considérablement l'apport d'oxygène aux résidus.

Récemment, on s'est intéressé aux problèmes qui se posent lorsqu'on veut empêcher l'acidification des résidus sulfurés dans les exploitations minières du Canada (Monenco, 1984). On a les mêmes problèmes avec les dépôts de stériles et les chapeaux de fer acidifiables. Pour les protéger de l'oxygène et de l'eau, on peut reconstituer la couverture végétale ou les recouvrir d'une couche de matériau imperméable. On peut élever considérablement l'alcalinité des eaux souterraines au moyen d'une bonne couche de paillis (Caruccio, 1984). L'implantation d'une couverture végétale bien vigoureuse peut aussi réduire l'infiltration en favorisant l'évapotranspiration. On peut toutefois douter de l'efficacité de ces mesures à long terme (Harries et Ritchie, 1985; Monenco, 1984; USBM, 1985). Souvent, l'argile, le gravier ou le limon laissent passer suffisamment d'oxygène pour entretenir un taux d'oxydation appréciable.

On fabrique des toiles, notamment en PVC, très peu perméables à l'oxygène, mais leur installation coûte très cher (Nicholas et Foree, 1982). En outre, on ignore si elles sont efficaces longtemps.

On étudie diverses façons d'enrayer les réactions qui concourent à l'acidification, notamment:

- L'application de bactéricides pour empêcher les bactéries de s'implanter ou pour les détruire (Kleinmann et coll., 1981; USBM, 1985, 1982);
- L'application de réactifs chimiques, par exemple des phosphates, pour neutraliser le fer ferrique, un agent oxydant (Hoffmann et coll., 1981; Nebgen et coll., 1981; Watkin et Watkin, 1983).

Ces traitements, à moins qu'on les refasse régulièrement, ne s'emploieront probablement que temporairement, jusqu'à ce qu'on trouve le moyen de stopper l'acidification de façon plus durable.

Il arrive qu'on puisse retirer les minéraux sulfurés d'un milieu où les conditions sont propices à l'acidification. On peut alors séparer la fraction sulfurée des minéraux non réactifs par les techniques classiques de la préparation du minerai ou déposer toute la masse des déchets dans un milieu relativement inerte, par exemple dans une mine souterraine. Cette méthode est surtout indiquée pour les petites quantités de déchets fortement réactifs.

Si l'on dispose d'une quantité suffisante de déchets alcalins, on peut les mélanger avec la roche acidifiable ou s'en servir pour l'isoler. Ces techniques ont donné d'assez bons résultats dans les mines de charbon des États-Unis (West Virginia Surface Mine Drainage Task Force, 1979; Geidel et Caruccio, 1984). Si l'on décide de mélanger la roche acidifiable avec les déchets alcalins, il faut veiller à ce que le mélange soit bien fait, afin qu'il ne reste aucune poche de matériaux acidifiables dans la masse obtenue (Smith et Sencendiver, 1981; Dollhopf, 1979). L'autre technique consiste à isoler la roche acidifiable du milieu, puis à la recouvrir de déchets alcalins afin que la végétation puisse repousser (Infanger et Hood, 1980; Caruccio et coll., 1980).

Pour diminuer le risque d'acidification des effluents, il est important de mettre en oeuvre un programme de restauration efficace dès que les ouvrages de stockage des résidus sont terminés.

L'efficacité à long terme des moyens appliqués pour prévenir l'acidification se juge à la stabilité géochimique du milieu qu'ils concourent à créer dans la masse de déchets. Dans ce milieu, l'oxydation des sulfures est si lente que l'acide est emporté par les eaux d'infiltration ou neutralisé par les minéraux alcalins de la roche. Les bactéries acidophiles ne trouvant aucun micromilieu à pH faible pour se multiplier, les eaux d'infiltration qui s'en échappent restent neutres et leur teneur en métaux est faible.

3.1.4 Traitement des effluents acides. Lorsque les mesures préventives n'ont pas vraiment donné les résultats voulus, il faut recueillir les effluents pour les traiter. Après avoir déterminé où ils s'écoulent et quelle est leur abondance, on aménage des fossés ou des réseaux de canalisations pour les collecter, en prévoyant des installations d'une capacité suffisante pour recueillir aussi les eaux de ruissellement qui s'ajouteront à l'occasion. Les pompes, les canalisations, les garnitures et les raccordements doivent être faits d'un matériau résistant à la corrosion, sinon ils seront attaqués par les effluents, ceux-ci étant souvent très acides.

Le plus souvent, on traite les EMA par addition d'un réactif alcalin, par exemple de la chaux, pour neutraliser l'acide et faire précipiter les métaux lourds. On a récemment publié un manuel sur l'aménagement des installations de traitement chimique

des EMA (EPA, 1983). Ces installations sont efficaces mais les frais d'aménagement et d'exploitation peuvent être élevés. En outre, le traitement chimique donne souvent lieu à la production d'une grande quantité de boues qu'il faut pouvoir éliminer de façon adéquate (Ackman, 1982).

Pour abaisser le coût de la neutralisation, on a imaginé des installations de traitement passif qui demandent peu d'entretien et dont l'aménagement et l'exploitation sont moins coûteux. Les barrières de calcaire perméable neutralisent une certaine partie de l'acide, mais leur efficacité est généralement limitée pour ce qui est de l'élimination du cuivre et du zinc car leur pH est bas (Wilmouth, 1974).

La terre peut être un bon agent neutralisant. Wangen et Jones (1984) ont constaté qu'en raison de son alcalinité le sol est le facteur le plus important dans l'élimination des métaux des EMA. Crance et coll. (1980) notent que le pouvoir neutralisant de la terre augmente considérablement lorsqu'on y ajoute du calcaire broyé. Toutefois, l'épuration des EMA ne peut être rapide dans le sol, car la capacité d'absorption et le pouvoir neutralisant de la terre sont faibles. Les installations de neutralisation en sol doivent être bien aménagées, sinon les eaux souterraines risquent d'être polluées.

Des travaux récents ont fait ressortir l'intérêt des marécages naturels ou artificiels pour l'épuration des eaux contenant des métaux lourds. Gersberg et coll. (1984) ont constaté que la concentration de cuivre dissous a baissé de 9,26 mg/l à 0,056 mg/l dans des effluents urbains enrichis, envoyés après épuration secondaire dans un marécage artificiel planté de quenouilles et de scirpes. Kleinmann (1985) signale que la concentration de fer baisse dans une proportion de 50 à 70 p. 100 dans des EMA qui passent dans un marécage artificiel de sphaigne. Selon Chan et coll. (1982), les quenouilles, les roseaux et les joncs peuvent retenir jusqu'à 0,35 kg de cuivre par hectare de marécage. Holm et Jones (1985) ont obtenu de bons résultats dans une tourbière artificielle combinée à une tranchée de matériau calcaire: dans leurs expériences, la concentration de fer totale a baissé de 99 p. 100 et le pH est passé de 5,1 à 7,4.

Le mécanisme par lequel les métaux sont retenus dans les marécages n'est pas tout à fait compris; il est probable que les plantes absorbent les métaux et que les sulfures métalliques précipitent sous l'action de facteurs microbiologiques et chimiques. Depuis quelques années, on s'intéresse de plus en plus aux procédés de traitement passif peu coûteux, qui demandent peu d'entretien et qui pourraient remplacer les traitements chimiques classiques (Burris, 1984; Weider et Sang, 1984). Cette question mérite d'être approfondie, car il peut être nécessaire de traiter des EMA bien longtemps après que l'exploitation de la mine a cessé.

3.1.5 Lutte contre les effluents acides. Bien que les EMA se traitent facilement, il y a lieu de prendre certaines mesures pour en réduire le volume et en améliorer la qualité une fois que le processus d'acidification est enclenché. Cette amélioration permet de réduire le coût et la durée du traitement. Bon nombre des procédés employés pour empêcher l'acidification peuvent aussi servir à améliorer les effluents. Quel que soit le moyen utilisé, on cherche à influer sur l'un ou l'autre des éléments essentiels à l'acidification: oxygène, eau, bactéries, minéraux sulfurés ou carbonatés. Pour ce faire, on peut notamment déplacer les déchets, les recouvrir de couches imperméables ou de matériaux carbonatés, en détourner les eaux, aménager des galeries d'infiltration, reconstituer la couverture végétale, appliquer des bactéricides ou élever le niveau de la nappe phréatique (Monenco, 1984; Russel et coll., 1976; Caruccio et Geidel, 1985).

Le tableau 4 présente un certain nombre de procédés, leurs avantages et leurs inconvénients. Ces procédés ont donné des résultats variables (tableau 5). Lorsque la masse de déchets n'est traitée qu'en surface, il est difficile de freiner l'acidification en profondeur.

En général, il est plus difficile de freiner l'acidification que d'empêcher le processus de s'engager. L'acidification est un processus cyclique qu'il est difficile d'enrayer. Elle fait appel à des réactions exothermiques qui réchauffent l'intérieur de la masse de déchets, ce qui favorise les déplacements d'air par convexion. La précipitation des sulfates métalliques, comme la jarosite, donne lieu à la libération de métaux et d'acide longtemps après que l'oxydation des sulfures s'est arrêtée. Dans ces conditions, il est plus important de limiter l'apport d'eau que de réduire l'apport d'oxygène, ce qui est souvent difficile à réaliser. À la lumière de ces faits, on comprend combien il est important de traiter les déchets miniers par un procédé efficace dès qu'il est possible d'y accéder.

3.1.6 Travaux de recherche à réaliser. Grâce à la recherche, nous avons beaucoup appris sur le mécanisme d'acidification des effluents miniers. Nous savons comment les microorganismes facilitent ce processus.

Premiers stades de l'acidification. On sait qu'au début le pH du micromilieu environnant les particules de minéraux sulfurés est proche du point de neutralité et qu'il baisse ensuite jusqu'à un point où le milieu devient propice à la croissance bactérienne; cette transformation est encore mal connue. Or, pour prévoir si le milieu s'acidifiera et pour prendre les mesures préventives nécessaires, il est essentiel de comprendre ce changement.

TABLEAU 4 DESCRIPTION SOMMAIRE DES PROCÉDÉS D'AMÉLIORATION DES EFFLUENTS MINIERS ACIDES

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
1. Désulfuration a) Récupération biologique activée	On active l'acidification pour abaisser la teneur en sulfure des déchets et on recueille le lessivat pour en extraire les métaux.	À terme, élimination presque totale des sulfures. La vente des métaux récupérés permet de couvrir les frais.	Les conditions suivantes doivent être respectées: • surveillance étroite du lessivat car il y a danger de pollution grave; • traitement de l'effluent final; • beaucoup de travail requis pour l'entretien et l'exploitation. Il y a risque d'aggraver la pollution en favorisant l'acidification sur une plus grande superficie.
b) Enlèvement des déchets	Enlèvement des déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et transport dans un lieu moins vulnérable. Moyen efficace si la production d'effluents acides est localisée.	Disparition de la plupart des secteurs qui présentaient un problème grave.	Accroissement possible du volume d'effluent par suite du remuement des déchets. Nécessité de trouver un lieu de décharge sûr. Difficulté, parfois, de localiser les secteurs à fort potentiel d'acidification.
2. Augmentation de l'alcalinité a) Chaux/calcaire	On couvre la masse de déchets de chaux ou de calcaire, si bien que les eaux d'infiltration s'alcaliniseront.	Emploi simple et peu coûteux.	Il est peu probable que l'acidification soit réellement ralentie à long terme. Il est difficile de déterminer le bon dosage de chaux et de faire en sorte que l'épandage couvre tous les secteurs à fort potentiel d'acidification.
b) Tranchées de matériaux alcalins	On place des matériaux alcalins dans des tranchées creusées dans les principales zones d'alimentation de la nappe phréatique.	Relativement peu coûteuse, cette méthode est plus efficace que le simple recouvrement de la surface des déchets, car on alcalinise ainsi les eaux d'infiltration souterraines. L'installation demande peu d'entretien.	Il n'est pas garanti qu'on obtiendra les résultats voulus. Il peut être difficile de déterminer où se trouvent les principales zones d'alimentation et d'alcaliniser suffisamment les eaux d'infiltration. Avec le temps, il faut renouveler les matériaux alcalins.
3. Réduction de l'apport d'eau a) Détournement des eaux de surface	On détourne les eaux pour les empêcher d'atteindre les déchets.	Emploi relativement simple et peu coûteux. Le volume et l'acidité des effluents devraient diminuer. Peu d'entretien requis.	Il se peut qu'on n'élimine pas complètement les effluents acides, en raison des précipitations et des émergences d'eau souterraine.
b) Façonnement et compression des déchets	On façonne et comprime les déchets de façon que les eaux de surface en soient détournées. Il faut accorder une attention particulière aux zones d'alimentation en eau.	Comme on limite l'apport d'eau et d'oxygène, les effluents sont moins pollués. L'installation demande peu d'entretien.	Coût moyen. Certains déchets, par exemple les résidus de préparation, peuvent être difficiles à travailler. Il est peu probable que l'acidification soit complètement enrayée. Au début, il se peut que les EMA soient plus abondants à cause de la production de fines particules en surface.

TABLEAU 4 DESCRIPTION SOMMAIRE DES PROCÉDÉS D'AMÉLIORATION DES EFFLUENTS MINIERS ACIDES (suite)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
4. Réduction de l'apport d'oxygène a) Couverture d'argile, de plastique, de ciment, d'asphalte, etc., sur les déchets.	On aménage sur la masse de déchets une couverture empêchant l'oxygène de pénétrer.	Moyen vraisemblablement efficace de limiter l'acidification. Niveau d'entretien moyen.	Cette méthode peut être coûteuse s'il faut recouvrir de grands amas de déchets. Il peut s'écouler beaucoup de temps avant que les EMA deviennent moins abondants. Il est difficile de constituer une couverture étanche à cause de l'effet de tassement différentiel, de l'érosion et de la porosité du matériau de recouvrement. Il peut être difficile de trouver une quantité suffisante de matériau de recouvrement.
b) Inondation des déchets	On élève le niveau de la nappe phréatique ou des eaux de surface afin de submerger les déchets de façon permanente.	Permet probablement de réduire substantiellement la production d'effluents acides à long terme.	Coût modéré ou élevé. Au début, les effluents devraient être très chargés en acide et en métaux parce que les déchets s'oxydent avant le traitement. Il peut être difficile d'aménager des digues et des ouvrages de dérivation permanents. Il peut être difficile ou impossible de submerger les amas élevés.
5. Élimination de bactéries a) Bactéricides	On répand des bactéricides sur les déchets; on peut employer du lauryl sulfate de sodium, du benzoate de sodium ou du sorbate de potassium.	Emploi facile; convient bien pour réduire rapidement la production d'effluents acides.	Efficacité incertaine. À noter qu'il n'y a pas eu beaucoup d'essais dans les mines de métaux à ce jour. Coût moyen. Difficulté d'atteindre les déchets situés en profondeur. Présence inquiétante possible de bactéries dans le lessivat. Plusieurs applications vraisemblablement nécessaires.
b) Phosphate minéral	On applique du phosphate minéral sur la surface des déchets et en profondeur (sous l'action du phosphate, le fer est précipité, de sorte que le cycle pyrite - fer ferreux - fer ferrique est interrompu).	Ce processus a une action d'autorégulation. Les particules de minéraux sulfurés s'enrobent et deviennent ainsi inertes. Le traitement permet de limiter rapidement l'acidification des effluents.	Coût relativement élevé. Peut rester sans effet si le phosphate minéral n'est pas bien mélangé aux déchets. Le traitement étant difficile à réaliser, il est plus indiqué comme mesure préventive que comme mesure curative.
6. Neutralisation sur place Addition de carbonates	On enlève les déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et on les mélange avec des carbonates, des composés qui neutralisent l'acide.	Traitement autorégulateur. Aucun entretien après le traitement.	Le traitement peut être coûteux. Il se peut que les résultats soient très ordinaires, car les particules de calcaire peuvent s'enrober et perdre leur efficacité. Accroissement possible du volume d'effluent acide immédiatement après le remuement des déchets.

TABLEAU 5 EFFICACITÉ DES PROCÉDÉS D'AMÉLIORATION DES EFFLUENTS MINIERS ACIDES

Procédé	Emploi	Résultat	Référence
1. Épandage (superficiel) de chaux	Dépôt de stériles de mines de charbon.	Inefficace.	Geidel et Caruccio (1982)
2. Nivellement, épandage (superficiel) de chaux et reconstitution de la couverture végétale	Remblais de stériles de mines de charbon.	Inefficace après 1 an. (Des effets à long terme pourraient se manifester.)	Lusardi et Erickson (1985)
3. Nivellement, construction d'ouvrages de dérivation, épandage (superficiel) de chaux et de boues d'épuration et reconstitution de la couverture végétale	Résidus et stériles de mines d'or.	Amélioration plutôt faible après 10 ans.	Hinkle (1984)
4. Nivellement, épandage (superficiel) de bactéricides, de terre arable et de chaux et reconstitution de la couverture végétale	Tas de rejets de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en métaux après 1 an.	Shelhorn et coll. (1985)
5. Aménagement de tranchées de matériaux alcalins (carbonate de sodium et chaux)	Remblais de stériles de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en sulfate après 1 an.	Caruccio et Geidel (1984)
6. Inondation de l'exploitation et pose d'un recouvrement sec	84 mines de charbon souterraines.	Inondation des puits plus efficace que recouvrement sec. Le recouvrement sec provoque généralement une hausse de l'acidité et du pH.	Bucek et coll. (1976)
7. Épandage (superficiel) de chaux et de terre arable et reconstitution de la couverture végétale	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Inefficace après 5 ans.	Farmer et Richardson (1981)
8. Nivellement, aménagement d'une couche d'argile doublée d'une couche arable et reconstitution de la couverture végétale	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Baisse notable de la température et de la teneur en oxygène après 1 an (effets inconnus sur la qualité de l'eau).	Harries et Ritchie (1985)
9. Lutte contre l'infiltration d'eau dans les mines souterraines: nivellement, compression, aménagement d'une protection étanche et reconstitution de la couverture végétale	Mines de charbon souterraines.	Efficace (certaine amélioration en traitant l'effluent acide).	Herrmann (1980)
10. Tas de déchets recouverts expérimentalement de: a) terre arable; b) sable grossier c) sable grossier/till. Reconstitution de la couverture arable	Tas de pierres expérimentaux de mines de métaux.	Faible amélioration de la qualité. Volume de lessivat réduit après 2 ans dans le cas des couvertures de terre arable et de mélange sable grossier et till.	Eger et Lapakko (1981)
11. Construction de 11 barrages de protection contre l'air humide et de 1 double cloison étanche	12 mines de charbon souterraines.	Encore efficace, après 12 ans, pour abaisser l'acidité, la teneur en sulfate et en fer.	Adams et Lipscomb (1980)
12. Nivellement, pose d'une toile de plastique, aménagement d'une couche arable et reconstitution de la couverture végétale	Déchets de mines de charbon.	Après 2 ans, baisse de l'acidité.	Caruccio et Geidel (1983)

Prévision. Plusieurs méthodes d'emploi courant servent à prévoir la qualité des effluents miniers, mais il ne s'est pas fait beaucoup de travail pour vérifier leur efficacité. Cette vérification est nécessaire si nous voulons un jour faire des prévisions avec un degré de confiance satisfaisant. Les chercheurs disposeront alors de tout un jeu de tests éprouvés parmi lesquels ils pourront choisir les plus appropriés, selon la situation à évaluer.

Prévention. Lorsque nous disposerons de méthodes de prévision plus exactes, nous pourrons incorporer des mesures de prévention efficaces dans le plan d'exploitation des mines. Dans bien des mines, il sera possible de réduire au minimum l'acidification des effluents. La nature, l'efficacité et le coût des mesures préventives seront fonction du potentiel d'acidification du gisement exploité. Il faut donc étudier les moyens de prévention en tenant compte de différents potentiels d'acidification.

Il faudrait également vérifier l'efficacité des mesures de prévention et étudier les conséquences écologiques de l'élimination des résidus miniers par submersion pour déterminer si cette méthode est efficace et si ses avantages compensent les conséquences écologiques qu'elle peut avoir, comme l'altération de l'habitat des organismes aquatiques.

Procédés de traitement passif. Bien que les traitements classiques soient efficaces et bien compris, les procédés passifs sont très prometteurs. Il y aurait lieu de pousser la recherche dans ce domaine.

Réduction de l'acidification. La réduction de l'acidification des effluents est l'un des problèmes de dépollution les plus complexes. Les techniques mises au point jusqu'ici ont donné des résultats variables et sont généralement coûteuses. On continue de les étudier pour évaluer leur efficacité et les perfectionner. On trouvera peut-être un jour d'autres procédés; pour l'instant il n'existe aucun moyen vraiment efficace et bon marché (ce qu'il faut, surtout pour les mines et les dépôts de déchets de roche).

Efficacité accrue et coût réduit. Au cours des dix dernières années, nous avons acquis une somme de connaissances remarquable sur l'acidification et la dépollution des effluents miniers. Les chercheurs disposent maintenant de nombreux moyens pour prévoir et prévenir ou limiter l'acidification et pour traiter les eaux acidifiées. Il reste néanmoins beaucoup à faire pour améliorer les différents aspects de la dépollution et en réduire le coût, en particulier dans le cas des procédés qui visent à limiter l'acidification. Quoi qu'il en soit, au rythme où vont les choses, les chercheurs devraient bientôt faire des progrès appréciables. Des travaux ont été entrepris par l'industrie, le gouvernement et diverses universités dans le cadre du Programme d'étude des résidus acides en transformation (RAT) et du Programme national de recherche sur les résidus d'uranium

(PNRRU) dirigés par Énergie, Mines et Ressources. Aux États-Unis, le United States Bureau of Mines et le West Virginia Acid Mine Drainage Task Force financent également des programmes dans ce domaine.

3.1.7 Radionucléides. Les effluents des mines et des usines de préparation d'uranium contiennent des radionucléides. Les eaux d'exhaure peuvent, par exemple, avoir de fortes teneurs en radium, thorium et uranium. Dans certaines mines, elles contiennent suffisament d'uranium pour qu'il soit rentable de le récupérer.

La préparation du minerai d'uranium par lavage avec une solution acide ou carbonatée donne des effluents qui contiennent des produits radioactifs. L'uranium (U^{238}), l'actinium (U^{235}) et le thorium (Th^{232}) que renferme le minerai se désintègrent par un processus naturel en radionucléides; il se forme du radium-226, du radium-228, du plomb-210, du polonium-210, du thorium-228 et du thorium-230. Le trop-plein des bassins de résidus de préparation peut contenir du radium-226: c'est le radionucléide qui inquiète le plus, car il est très soluble et radiotoxique. Il est généralement nécessaire de l'éliminer.

Le tableau 5 porte sur l'efficacité des procédés d'amélioration des eaux usées caractéristiques des mines et des usines de préparation d'uranium.

3.2 Pollution due à la préparation du minerai

3.2.1 Réactifs employés dans la préparation. Divers réactifs chimiques entrent dans la préparation du minerai (voir le tableau 6). Ces produits, ou les résidus qui en dérivent, se retrouvent dans les effluents de préparation: ce sont des polluants inorganiques. Les polluants organiques, présents au moins en traces, sont les divers agents moussants, les réactifs collecteurs et les modificateurs additionnés au minerai durant la flottation. Les effluents miniers peuvent aussi contenir des composés d'azote provenant des explosifs.

Les effluents de cyanuration, traitement par lequel on extrait les métaux précieux, renferment du cyanure libre et des complexes de métaux et de cyanure ainsi que d'autres dérivés comme le cyanate (CNO) et les thiocyanates (CNS).

3.2.2 Matières solides en suspension. Le traitement du minerai produit des effluents qui contiennent des matières solides en suspension. Il peut s'agir de colloïdes (non décantables) ou de matières décantables. En général, les effluents miniers et les eaux de ruissellement qui viennent en contact avec du minerai, des résidus de préparation ou des stériles contiennent aussi des matières solides en suspension.

3.2.3 Éléments traces et autres. Un grand nombre des éléments chimiques que renferme le corps minéralisé traité peuvent se retrouver, au moins en traces, dans les

TABLEAU 6 RÉACTIFS LES PLUS COURAMMENT EMPLOYÉS DANS LA PRÉPARATION DU MINERAI

Réactifs	Remarques
Acides (H_2SO_4, HCl, HNO_3)	
Alcalis (CaO, $Ca(OH)_2$, $CaCO_3$, Na_2CO_3, NaOH, NH_4OH, NH_3)	
Moussants et collecteurs	Produits organiques surfactants
Modificateurs	Produits organiques et inorganiques tels NaCN, Na_2SO_3, $CuSO_4$, $ZnSO_4$, Na_2S, $AlCl_3$, $Pb(NO_3)_2$, silicates, chromates
Cyanure de sodium	Employé dans la cyanuration des métaux précieux et comme dépresseur des minéraux cuprifères dans la flottation
Floculants et coagulants	Sels d'aluminium et de fer, polymères organiques

Tiré d'Hawley, 1977.

effluents de préparation. Aluminium, arsenic, cadmium, cuivre, fer, plomb, manganèse, nickel, zinc et, dans les mines d'uranium, radium, sont les plus répandus parmi ces polluants.

L'abondance de ce genre d'éléments dans les effluents est fonction des caractéristiques géochimiques du minerai traité et du processus employé pour récupérer les minéraux. En général, avec la flottation, peu de minéraux sont dissous, tandis qu'avec les procédés de lavage hydrométallurgique les effluents peuvent être très pollués.

3.2.4 Thiosels. Les thiosels sont des oxanions de soufre partiellement oxydés; ils se forment principalement durant le broyage et la flottation en milieu alcalin de certains minerais sulfurés, et plus particulièrement de ceux qui contiennent de la pyrite et de la pyrrhotite. Le thiosulfate ($S_2O_3^{2-}$), le trithionate ($S_3O_6^{2-}$) et le tétrathionate ($S_4O_6^{2-}$) sont les sels qui nous intéressent le plus. Les thiosels peuvent causer des problèmes, car lorsqu'ils s'oxydent et se transforment en sulfates plus stables, il se forme de l'acide sulfurique.

La présence de thiosels dans les effluents des bassins de résidus de préparation, même s'il n'y en a que de quelques centaines de milligrammes par litre, peut avoir de graves conséquences au point de vue écologique. Lorsque ces composés s'oxydent dans les eaux réceptrices, il se forme de l'acide, ce qui fait baisser le pH du milieu. Au Canada, les eaux de certaines rivières et de certains lacs se sont acidifiées parce qu'on y a déversé des effluents de préparation de minerais sulfurés contenant des thiosels. Ce ne sont pas les sels qui polluent les eaux, mais l'acide qui en dérive. Les thiosels peuvent aussi causer des problèmes d'ordre métallurgique lorsqu'on prépare des minerais sulfurés complexes par flottation sélective et qu'on réutilise l'eau de préparation.

Les mécanismes mis en jeu dans la formation des thiosels sont mal connus. Il semble que la réaction initiale par laquelle le minerai sulfuré et l'eau forment du thiosulfate soit l'une des plus complexes et des moins connues. D'après ce qu'on a récemment observé dans des expériences effectuées en milieu alcalin (Rolia et Tan, 1985), les minéraux sulfurés s'oxydent d'abord et libèrent du soufre élémentaire, puis l'oxydation se poursuit et il se forme du thiosulfate, des polythionates et enfin du sulfate.

La quantité de thiosels produite durant la préparation du minerai varie en fonction de nombreux facteurs: nature et teneur en sulfure du minéral, pH, température, milieu de broyage, finesse du broyage, aération, agitation, dilution, alcalinité, nature des agents de flottation et durée du processus.

En solution alcaline, les thiosels peuvent se former par les réactions suivantes:

$$FeS_2 + 1/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2OH^- + 2S^0$$

$$4S^0 + 6OH^- \rightarrow 2S^{2-} + S_2O_3^{2-} + 3H_2O$$

$$3\,S_2O_3^{2-} + H_2O + 2\,O_2 \rightarrow 2\,S_3O_6^{2-} + 2OH^-$$

$$4\,S_2O_3^{2-} + 2H_2O + O_2 \rightarrow 2\,S_4O_6^{2-} + 4OH^-$$

L'oxydation qui donne lieu à la formation d'acide sulfurique peut se faire par les réactions suivantes (Wasserlauf et Dutrizac, 1982):

$$S_2O_3^{2-} + 2O_2 + H_2O \rightarrow 2H^+ + 2\,SO_4^{2-}$$

$$S_3O_6^{2-} + 2O_2 + 2H_2O \rightarrow 4H^+ + 3\,SO_4^{2-}$$

$$S_4O_6^{2-} + 7/2\,O_2 + 3H_2O \rightarrow 6H^+ + 4\,SO_4^{2-}$$

Comme les bactéries (principalement *Thiobacillus ferrooxidans*) accélèrent beaucoup l'oxydation, la température du milieu a une influence. Lorsque ces réactions se produisent dans des eaux réceptrices dont le pouvoir tampon est limité, elles en font baisser le pH. Elles peuvent par contre servir à traiter les effluents de préparation qui contiennent des thiosels (voir 4.4).

3.2.5 Qualité des eaux usées. On trouve au tableau 7 la description des eaux usées de diverses exploitations minières.

3.3 Qualité des eaux traitées

On traite les eaux usées minières pour qu'elles soient d'une qualité acceptable lorsqu'elles seront rejetées dans l'environnement. La qualité jugée acceptable dépend de la réglementation et des lignes directrices des gouvernements fédéral et provinciaux, de la capacité d'acceptation du milieu récepteur et des traitements qu'il est techniquement possible de réaliser. Au Canada, on traite essentiellement les eaux usées pour en ajuster le pH et éliminer:

les matières solides en suspension,
les métaux (cuivre, fer, plomb, nickel et zinc),
l'arsenic,
les cyanures,
les thiosels,
le radium-226.

Dans certaines exploitations, il peut aussi être nécessaire d'éliminer des éléments moins communs comme l'antimoine et le mercure. Le chapitre 4 décrit les procédés d'élimination des polluants mentionnés ci-dessus.

TABLEAU 7 POLLUTION DES EAUX USÉES DE CERTAINES MINES ET USINES DE PRÉPARATION AU CANADA

	Métal commun					Or				Uranium	
	EH	EH	EH	EH + ER	TP	TP	TP	TP	TP	TP	TP
pH	2,6-3,0	2,4-2,8	2,5-4,0	2,8-3,3	3-5	7,6	8,2	7,7	7,8	6,7-10,6	4,8
Sulfate (mg/l)	1200			800-1800						490-1870	1400
Cyanure (mg/l)						13,0	3,3	0,2	0,9		
Thiosels (mg/l sous forme de $S_2O_3^{2-}$)					300-1000						
Aluminium (mg/l)			35-150								
Arsenic (mg/l)								0,1			0,13
Cuivre (mg/l)	5-12	10-20		1-52	< 3,0	2,4	1,1	0,1	0,2		
Fer (mg/l)	500-1200	500-800	200-1000	24-230	10-200	0,6	8,2				
Plomb (mg/l)	3-12	0,5-1,0	2-5	0,1-5,0	5-20	0,1	0,1		0,1		
Nickel (mg/l)						0,4	0,7	0,1			0,06
Zinc (mg/l)	1700	300-500	30-200	18-175	50-250	0,8	0,7	0,1	0,1		
Radium-226 (mBq/l)										7,4-38	6,7
Uranium-238 (mBq/l)											0,19

EH: eaux d'exhaure.
TP: trop-plein des bassins de résidus.
ER: eaux de ruissellement.

4 LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Le présent chapitre porte sur les procédés qui s'emploient couramment pour traiter les eaux usées des exploitations minières au Canada. Des applications concrètes de ces procédés seront décrites au chapitre suivant.

4.1 Élimination de l'acide libre et des métaux lourds

4.1.1 Précipitation des hydroxydes métalliques. Au Canada, la neutralisation de l'acide libre avec élimination simultanée des métaux par précipitation d'hydroxydes en milieu alcalin est le procédé chimique le plus employé pour traiter les eaux usées dans les mines en exploitation ainsi que dans bon nombre de mines fermées. L'extraction des métaux sous forme d'hydroxydes s'est avérée efficace et pratique pour traiter les effluents miniers, souvent très abondants.

Beaucoup de métaux plurivalents forment des hydroxydes dont la solubilité diminue lorsque le pH s'élève. Quelques cas de métaux présents dans les effluents miniers sont illustrés à la figure 1. Cependant, la solubilité de certains hydroxydes métalliques augmente lorsque le pH ou la concentration d'ions hydrogène s'écartent du point où ils sont le moins solubles. Ces hydroxydes sont amphotères parce qu'ils forment des complexes hydroxo-métal-ion solubles. Après qu'ils sont précipités, ils réagissent avec des acides ou des bases comme dans les réactions de production d'hydroxyde de zinc solide à l'équilibre:

$$Zn(OH)_{2(s)} + H^+ \rightleftarrows Zn(OH)^+ + H_2O$$

$$Zn(OH)_{2(s)} + 2H^+ \rightleftarrows Zn^{2+} + 2H_2O$$

$$Zn(OH)_{2(s)} + OH^- \rightleftarrows Zn(OH)_3^-$$

$$Zn(OH)_{2(s)} + 2OH^- \rightleftarrows Zn(OH)_4^{2-}$$

Pour déterminer la solubilité totale du zinc (Zn_T) à un pH donné, on fait la somme des ions de zinc libres et des complexes solubles, c'est-à-dire:

$$Zn_T = Zn^2 + Zn(OH)^+ + Zn(OH)_3^- + Zn(OH)_4^{2-}$$

Il est facile de montrer (Stumm et Morgan, 1981) que cette relation peut se formuler en fonction de la concentration d'ions hydrogène, soit:

$$Zn_T \rightleftarrows K_1(H^+)^2 + K_2(H^+) + \frac{K_3}{(H^+)} + \frac{K_4}{(H^+)^2}$$

où K est une constante d'équilibre et (H^+) est la concentration d'ions hydrogène. Si l'on examine l'expression mathématique de cette relation, on constate que la valeur de Zn_T est minimale à une valeur de (H^+) (ou pH) donnée et qu'elle augmente lorsque la valeur de (H^+) est basse (pH élevé) de même que lorsqu'elle est élevée (pH bas). D'autres hydroxydes métalliques amphotères obéissent au même genre de relations.

D'autres processus, déclenchés pendant ou après la précipitation des hydroxydes métalliques, influent sur la concentration finale des métaux en solution. Ils sont dus à l'interaction des solides précipités et des espèces dissoutes; il s'agit de la coprécipitation, des échanges d'ions, de l'adsorption et de l'occlusion (Jenke et Pagenkopf, 1983).

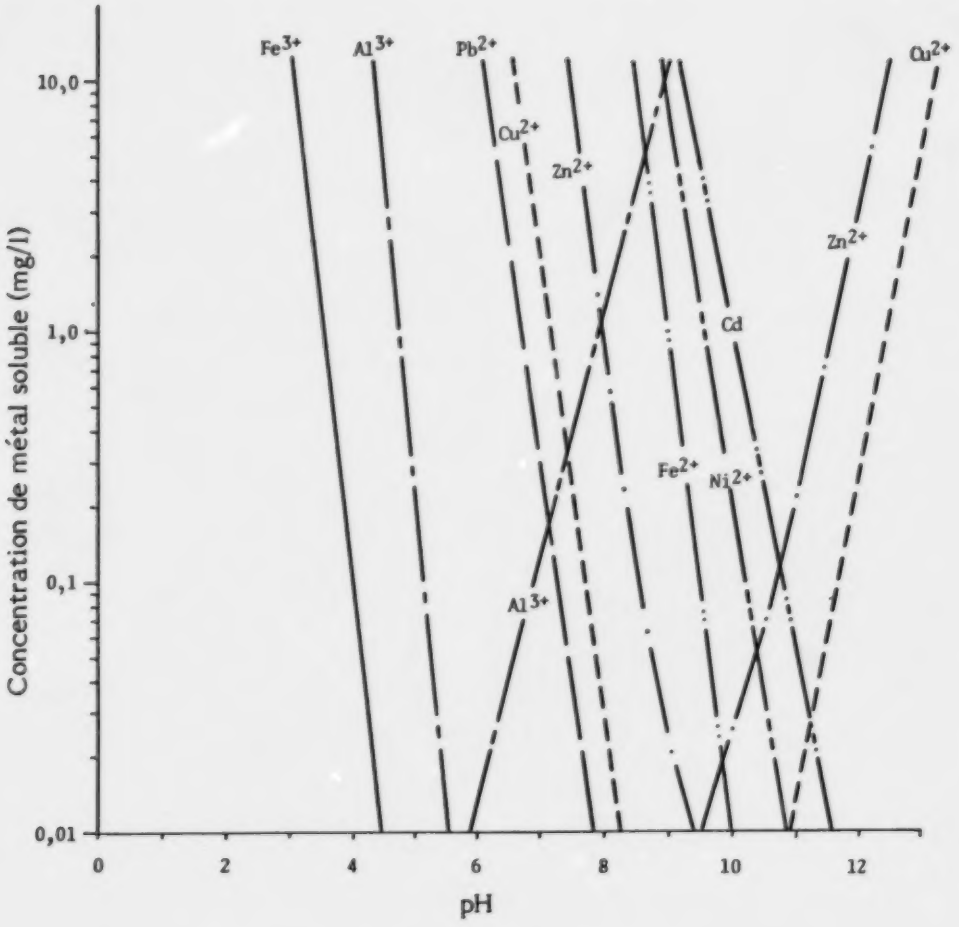


FIGURE 1 SOLUBILITÉ DE CERTAINS HYDROXYDES MÉTALLIQUES

Précipitation en plusieurs étapes. Tous les hydroxydes métalliques se caractérisent par un pH de solubilité minimale qui leur est propre. On a cherché à tirer partie de cette propriété pour séparer jusqu'à un certain point les métaux à valeur économique qu'on récupère des eaux usées (Jenke et Diebold, 1983). Le pH auquel on fait précipiter les hydroxydes métalliques varie suivant la composition des eaux à traiter. Si les eaux contiennent de l'aluminium et du cadmium, il est probablement indiqué de faire une précipitation en deux étapes, la première à pH 6 environ et la seconde à pH 11 environ, avec une séparation solide-liquide dans l'intervalle. Au Canada, les eaux usées des mines de minerai sulfuré contiennent le plus souvent du cuivre, du fer, du plomb, du nickel et du zinc. Ces métaux forment des hydroxydes métalliques qui précipitent à pH 9 ou 10. La précipitation des hydroxydes métalliques se fait donc généralement en une seule étape dans les exploitations minières du Canada.

Oxydation du fer ferreux. Les effluents miniers acides contiennent normalement du fer ferreux. Durant la précipitation des hydroxydes métalliques, on oxyde cet élément afin de réduire le plus possible la solubilité du fer et obtenir un précipité d'hydroxyde (boues) plus stable. Comme le montre la figure 1, l'hydroxyde ferrique est beaucoup moins soluble que l'hydroxyde ferreux dans toute la plage de pH. On cherche donc à faire précipiter le fer sous forme d'hydroxyde ferrique. De plus, en raison de la stabilité relative de cet hydroxyde en milieu acide, les boues sont plus stables.

Comme on peut voir au tableau 8, le fer ferreux s'oxyde rapidement en hydroxyde ferrique lorsqu'il est exposé à l'oxygène (de l'air) au point d'alcalinité où la précipitation des hydroxydes métalliques est réalisée dans les mines du Canada. La réaction générale par laquelle le fer ferreux s'oxyde en milieu alcalin se déroule comme suit (Stumm et Lee, 1961):

$$Fe^{2} + 1/4\ O_2 + 2OH^- + 1/2\ H_2O \rightarrow Fe\ (OH)_{3(s)}$$

Cette réaction est assez rapide pour que le facteur limitant soit la pénétration de l'oxygène dans les eaux usées. Ainsi, c'est normalement la capacité d'aération de l'installation qui détermine la vitesse d'oxydation du fer ferreux en solution alcaline.

L'emploi d'autres oxydants chimiques (ozone, peroxyde d'hydrogène, chlore, permanganates) ou de procédés biochimiques amenant le fer ferreux à s'oxyder en milieu acide par un processus plus rapide n'a pas été envisagé au Canada.

TABLEAU 8 VITESSE D'OXYDATION DU FER FERREUX

pH	Temps de demi-réaction* (mn) à 10 °C	à 20 °C
7,0	216	22
7,5	7,0	0,7
8,0	2,2	0,2
8,5	0,07	0,007

* Temps (en minutes) nécessaire pour que la moitié du fer ferreux soit oxydée par l'oxygène. Adapté de Stumm et Lee, 1961.

Réactifs alcalins. La chaux hydratée ($Ca(OH)_2$), qu'on peut acheter telle quelle ou produire à la mine en éteignant de la chaux vive (CaO), est le réactif le plus employé pour faire précipiter les hydroxydes métalliques dans les exploitations minières du Canada. D'autres agents fortement réactifs et basiques, comme la soude caustique (NaOH) et le carbonate de sodium (Na_2CO_3), peuvent aussi servir à élever le pH au point de précipitation des hydroxydes métalliques. Ils s'emploient rarement dans le traitement des eaux usées minières car ils sont relativement coûteux. Le tableau 9 indique le coût relatif des diverses bases qui s'utilisent.

TABLEAU 9 COÛT RELATIF DES NEUTRALISANTS

Alcali	Coût du neutralisant/ coût de son équivalent en $Ca(OH)_2$
Carbonate de calcium	0,3
Oxyde de calcium	0,8
Hydroxyde de calcium	1,0
Carbonate de sodium	4,7
Hydroxyde de sodium	16

Source: *Corpus Chemical Reports*, 1985.

Dans la plupart des cas, le calcaire ($CaCO_3$) n'est pas indiqué car sa réactivité et son alcalinité sont relativement faibles. En raison de ces facteurs, on ne peut atteindre

qu'un pH inférieur à 7 environ. Cependant, l'addition de calcaire et ensuite de chaux hydratée, pour l'ajustement final du pH, peut être indiquée lorsque les eaux à traiter contiennent beaucoup d'acide libre.

Formation de tartre et absorption de CO_2. Les sulfates sont souvent les principales espèces anioniques qu'on trouve dans les eaux usées des mines et des usines de préparation de minerai sulfuré. Si l'on se sert d'un réactif à base de calcium pour neutraliser l'acide libre et faire précipiter les hydroxydes métalliques, il peut se former un précipité de gypse, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ (K_{sp} 20 x 10^{-5}). Dans ce cas, le volume de boues produit sera plus considérable. En outre, le gypse forme une croûte semblable à du ciment, de sorte qu'il peut être nécessaire de nettoyer régulièrement les installations de traitement. On peut ralentir jusqu'à un certain point la formation de cette croûte en réutilisant les boues gypseuses pour la neutralisation (procédés des boues de forte densité). Les boues servent alors de germe pour la cristallisation du gypse que contient la solution supersaturée et en améliorent la décantabilité.

Le dioxyde de carbone atmosphérique absorbé par le milieu alcalin abaisse le pH et favorise la formation des carbonates métalliques et des carbonates d'hydroxydes métalliques qui, au point de vue thermodynamique, sont plus stables que les hydroxydes métalliques correspondants. C'est là un aspect qu'il importe de considérer si les eaux sont traitées par lagunage, car la surface exposée et le temps de séjour étant alors accrus, l'absorption de dioxyde de carbone augmente.

4.1.2 Séparation solide-liquide et procédés des boues de forte densité. La séparation du précipité d'hydroxydes métalliques et de la phase liquide est peut-être la partie la plus complexe du traitement des eaux usées minières. Le précipité d'hydroxydes métalliques étant constitué de solides amorphes, la vitesse de sédimentation est faible, les caractéristiques d'assèchement des boues sont médiocres et une grande proportion de particules colloïdales reste en suspension. Il est essentiel que la séparation du précipité et de la phase liquide soit très efficace pour que la concentration totale de métaux soit minimale.

On dispose de divers moyens pour améliorer l'efficacité de la séparation solide-liquide et de la déshydratation du précipité d'hydroxydes. On peut réutiliser les boues dans le processus de neutralisation (dans les usines de traitement mécanique) où elles serviront de germe pour accélérer la formation et l'accumulation du précipité (procédés des boues de forte densité) et l'on peut employer des floculants polymériques. On détermine par des essais en laboratoire et en installations pilotes dans quelle mesure les boues peuvent être réutilisées ainsi que le type et la dose de floculant qu'il faut

employer pour que le traitement soit optimal. Toutefois, si l'on en juge d'après ce qui s'est fait dans les mines du Canada, la floculation est satisfaisante lorsqu'on mélange rapidement et complètement la solution de polymères dilués avec les eaux usées neutralisées, juste avant que celles-ci entrent dans le séparateur.

4.2 Élimination des cyanures

Scott (1984) a publié un article sur les procédés de décyanuration des effluents de préparation du minerai aurifère. Ingles et Scott (1987) ont récemment fait une analyse plus complète dans laquelle ils traitent de l'origine des eaux usées contenant des cyanures et des procédés qui servent à les épurer dans les exploitations aurifères du Canada.

Les eaux cyanurées sont produites avant tout par l'extraction de l'or ou de l'argent au moyen de cyanure, un processus qui s'opère par les réactions suivantes:

$$Au + 2\ NaCN + 1/4\ O_2 + 1/2\ H_2O \rightarrow NaAu\ (CN)_2 + NaOH$$
$$Ag + 2\ NaCN + 1/4\ O_2 + 1/2\ H_2O \rightarrow NaAg\ (CN)_2 + NaOH$$

On récupère l'or et l'argent de la solution par l'un ou l'autre des deux procédés décrits ci-dessous.

Procédé Merrill-Crowe. Dans le procédé original, appelé procédé Merrill-Crowe, on filtre les boues de minerai cyanurées; on obtient ainsi une solution contenant le métal précieux qu'on fait précipiter au moyen de poudre de zinc métallique par les réactions suivantes:

$$2NaAu\ (CN)_2 + Zn \rightarrow 2Au + Na_2Zn\ (CN)_4$$
$$2NaAg\ (CN)_2 + Zn \rightarrow 2Ag + Na_2Zn\ (CN)_4$$

Procédé au charbon. Dans le procédé au charbon (PC), les complexes de métaux précieux que renferment les boues de minerai cyanurées sont adsorbés directement sur de gros grains de charbon activé qu'on sépare des boues par tamisage, pour ensuite récupérer l'or et l'argent qu'elles portent par un traitement fait séparément, en circuit fermé.

Ces deux procédés donnent des eaux usées très alcalines, riches en ions cyanure, en complexes de cyanure métalliques stables et en produits de cyanuration tels que le thiocyanate et le cyanate. La concentration de ces composants est surtout fonction de la composition minéralogique du minerai, exception faite du cyanate, celui-ci étant un

produit de l'oxydation du cyanure. Ainsi, en plus d'ions cyanure libres, les eaux contiennent généralement des complexes de cuivre, de fer, de nickel et de zinc de type métallocyanure ainsi que du thiocyanate, du cyanate et de l'ammoniac. Habituellement, les cyanures des eaux usées se répartissent en trois catégories descriptives qu'on emploie également dans la caractérisation analytique:

- cyanure libre (CN_L);
- cyanure dissociable par un acide faible (CN_D);
- cyanure total (CN_T).

Le cyanure libre ne comprend que le cyanure ionique (CN^-) et l'acide cyanhydrique (HCN). Le cyanure dissociable par un acide faible regroupe les cyanures moins stables que les cyanures de fer; le cyanure total comprend ces derniers en plus des autres.

Les effluents du procédé Merrill-Crowe et du procédé au charbon se distinguent essentiellement par leur teneur en cyanure et leur consistance. Dans la plupart des usines de préparation où l'on utilise le procédé Merrill-Crowe, on réutilise de façon intensive la solution stérile pour exploiter le pouvoir lixiviant qui lui reste. Il faut cependant la purger systématiquement pour éviter qu'elle se charge de composés nocifs. L'effluent principal est donc généralement moins volumineux que dans le procédé au charbon, mais en proportion il contient de plus grandes quantités de complexes de métallocyanures et de produits de cyanuration. En outre, il y a deux types de rejets: une solution limpide et des boues de matières solides lessivées et broyées, évacuées séparément (qui peuvent avoir une teneur considérable en cyanure si la fraction solide n'a pas été bien lavée). Dans le procédé au charbon, les rejets sont des boues liquides; il n'y a ni filtration, ni réutilisation.

Dans plusieurs mines de métaux communs, on emploie du cyanure comme dépresseur des minéraux cuprifères dans la flottation des minerais sulfurés. En général, la teneur en cyanure des eaux usées de ces installations est assez basse pour qu'on puisse les rejeter sans traitement. Il est néanmoins intéressant de noter qu'au Canada c'est dans une mine de métaux communs, la mine Myra Falls de Western Mines Ltd. (maintenant appelée Westmin), qu'on a aménagé la première installation de décyanuration des résidus miniers.

Les procédés d'élimination du cyanure des eaux usées dans les mines aurifères du Canada sont beaucoup plus nombreux que n'importe où ailleurs dans le monde; les suivants sont employés couramment:

- dégradation naturelle;
- chloration alcaline;

- procédé SO_2-air d'Inco;
- procédé au SO_2 de Noranda;
- procédé au peroxyde d'hydrogène.

Par ailleurs, un procédé d'élimination et de récupération par échange d'ions, mis au point par CY-TECH Inc. de Mississauga (Ont.), est à l'essai dans des installations pilotes aménagées dans diverses mines du Canada. Enfin, un procédé d'oxydation biologique utilisant des microorganismes est employé à la mine Homestake à Lead (South Dakota).

Nous verrons ci-dessous les principes qui sous-tendent ces procédés; par ailleurs, la subdivision 5.4.3 fournit des exemples concrets d'exploitations où sont employés ces procédés; on y trouve des schémas de principe et des données récentes concernant les aspects de l'exploitation qui nous intéressent.

4.2.1 Dégradation naturelle. Pour que les cyanures s'éliminent par dégradation naturelle, il faut recueillir les effluents de préparation et les laisser séjourner à l'air pendant une longue période. C'est le procédé le plus répandu au Canada. L'évaporation de l'acide cyanhydrique, un produit volatil, est le principal mécanisme qui joue. Lorsque les effluents sont évacués de l'usine de préparation, leur pH est tel que la plus grande partie du cyanure non complexé est ionique et non volatile. Les eaux usées alcalines absorbent du dioxyde de carbone lorsqu'elles sont exposées à l'air. Leur pH baisse à environ 7. La constante de dissociation de l'acide cyanhydrique (pKa) étant de 9,3 ou 9,4, lorsque le pH est de 9,3, 50 p. 100 du cyanure se trouve sous forme d'acide cyanhydrique (HCN), une proportion qui passe à environ 95 p. 100 lorsque le pH est de 7,5. Lorsque les conditions sont propices, cette baisse de pH se produit en quelques semaines et la volatilisation du cyanure non complexé se fait au même rythme. Dans bien des cas, cependant, la plus grande partie du cyanure est intégrée à des complexes métalliques. Dans ces conditions, la vitesse de volatilisation du cyanure est fonction de la vitesse à laquelle ces complexes se dissocient, un processus qui peut durer plusieurs mois. Les complexes de cyanure et de fer doivent être exposés à la lumière ultraviolette, sinon ils ne se dissocient pas assez rapidement. En outre, certains ferrocyanures peuvent être précipités par le cuivre et le zinc qui sont libérés lorsque les complexes de cyanure qui renferment ces métaux se dissocient. Quel que soit le mécanisme qui joue, la dégradation naturelle permet d'éliminer une proportion notable des cyanures métalliques, y compris des cyanures de fer.

D'autres conditions sont propices à la volatilisation du cyanure, notamment: milieu assez chaud pour qu'il ne se forme pas de glace, rapport superficie-profondeur

élevé, aération, brassage et exposition à la lumière. La volatilisation est de loin le mécanisme le plus important, mais d'autres processus concourent à la dégradation du cyanure dans les eaux longtemps exposées à l'air, notamment les suivants: photodécomposition, biodégradation, précipitation des complexes peu solubles, adsorption sur les objets solides et transformation par oxydation lente en cyanate, bicarbonate et ammoniac. On étudie actuellement des modèles mathématiques servant à évaluer la vitesse de la dégradation naturelle dans les bassins à résidus (Simovic et coll., 1984). Les débits, la concentration de cyanure dans les eaux à traiter, les proportions complexées, les facteurs du milieu influant sur le processus et, enfin, les dimensions des bassins sont les principaux paramètres qu'on emploie dans ces modèles.

On élimine les cyanures par dégradation naturelle dans plusieurs exploitations canadiennes (Ingles et Scott, 1987). Là où ce procédé est économiquement acceptable et où il donne des effluents dont la teneur en cyanure est acceptable, on continuera de s'en servir. La dégradation naturelle sert aussi parfois à abaisser la concentration de cyanure dans les eaux usées avant que celles-ci subissent un autre traitement.

4.2.2 Chloration alcaline. L'élimination des cyanures par chloration alcaline se fait couramment dans les ateliers d'électrodéposition. Ce procédé est encore utilisé pour le traitement des eaux usées dans quelques mines aurifères au Canada (par exemple à la mine Giant Yellowknife comme on l'explique en 5.4.3). Il s'utilise de moins en moins, car on a trouvé des méthodes moins coûteuses et plus efficaces. Dans la chloration, on tire partie du fait que le cyanure (CN) s'oxyde en cyanate (CNO) par une série de réactions qui s'opèrent en milieu très alcalin (pH 10 ou 11) comme suit:

$$Cl_2 + H_2O \rightarrow \underset{\text{(hypochlorite)}}{OCl^-} + Cl^- + 2H^+$$

$$OCl^- + H_2O + 2e^- \rightarrow Cl^- + 2OH^-$$

$$2CN^- \rightarrow \underset{\text{(cyanogène)}}{(CN)_2} + 2e^-$$

$$(CN)_2 + Cl_2 \rightarrow \underset{\text{(chlorure de cyanogène)}}{2\,CNCl}$$

$$2CNCl + 4OH^- \rightarrow \underset{\text{(cyanate)}}{2CNO^-} + 2H_2O + 2Cl^-$$

La réaction générale s'énonce comme suit: $CN^- + OCl^- \rightarrow CNO^- + Cl^-$

La plupart des complexes de type métallocyanure s'oxydent par une série de réactions du même genre. Les métaux libérés à la dissociation de ces complexes précipitent sous forme d'hydroxydes. Le ferrocyanure est ici une exception importante: lorsqu'il s'oxyde, il se transforme en ferricyanure et reste en solution. D'autres espèces oxydables peuvent aussi s'oxyder. Le thiocyanate, en particulier, se transforme en cyanate par une réaction d'oxydation simultanée:

$$CNS^- + 4OCl^- + 2OH^- \rightarrow CNO^- + SO_4^{2-} + 4Cl^- + H_2O$$

Le cyanate ainsi formé s'hydrolyse lentement, à mesure que le pH des eaux traitées baisse, et il se forme de l'ammonium et du bicarbonate. Si l'oxydation au chlore se poursuit lorsque le milieu est moins alcalin (pH de 8,5) la réaction donne finalement de l'azote et du bicarbonate:

$$3OCl^- + 2CNO + H_2O \rightarrow 2HCO_3^- + N_2 + 3Cl^-$$

Généralement, l'oxydation du cyanure libre et des complexes en cyanate est considérée comme un traitement satisfaisant. Malheureusement, si les eaux à traiter contiennent du thiocyanate, celui-ci s'oxydera en même temps et il se peut que la dose de réactif nécessaire soit alors beaucoup plus forte.

La chloration alcaline est un moyen efficace d'éliminer le cyanure libre et les complexes de type métallocyanure moins stables que les cyanures de fer. Toutefois, elle ne permet pas d'éliminer ces derniers composés, ce qui est un grand inconvénient. Par surcroît, dans beaucoup de mines aurifères, les eaux usées sont tellement chargées de thiocyanate que le procédé devient très coûteux. Ainsi, l'efficacité et le coût de l'élimination sont fonction surtout de la composition des eaux à traiter. On peut employer du chlore gazeux ou des solutions d'hypochlorites comme réactifs. Si les bassins sont équipés d'agitateurs et de dispositifs de régulation du pH, la chloration dure de 30 à 90 minutes lorsque le pH est de 10,5 ou plus. Normalement, le chlore en excès disparaît à la longue car il réagit avec les matières solides et avec les autres espèces oxydables. Si le temps de séjour n'est pas suffisant pour que le chlore disparaisse entièrement, il faut prendre les mesures nécessaires pour l'éliminer avant de rejeter les effluents dans les eaux réceptrices.

4.2.3 Procédé SO_2-air d'Inco. Inco a fait breveter un procédé d'élimination dans lequel les cyanures sont oxydés en cyanate par une réaction catalysée par des ions cuivre

qui met en jeu du dioxyde de soufre (ou un sulfite soluble) et l'oxygène de l'air (Devuyst et coll., 1984). Le cuivre-II sert de catalyseur et de précipitant dans l'élimination du ferrocyanure; si la solution à traiter n'en contient pas suffisamment, il faut l'enrichir, ce qu'on fait habituellement par l'addition de sulfate de cuivre. Le procédé d'Inco est encore utilisé dans un grand nombre de mines au Canada (Marchant, 1986; Zaidi et coll., 1986). Il a été très étudié et l'on dispose de données de plus en plus riches sur ses possibilités d'emploi et sur leurs coûts. La réaction d'oxydation par laquelle le cyanure se transforme en cyanate est surtout efficace lorsque le pH se situe entre 8 et 10. La réaction générale se formule comme suit:

$$CN^- + SO_2 + O_2 + 2OH^- \rightarrow CNO^- + SO_4^{2-} + H_2O$$

Le cyanure des complexes de type métallocyanure moins stables que les cyanures de fer est oxydé. Les cyanures de fer ne s'oxydent pas, mais forment un précipité de ferrocyanure de cuivre ou de zinc par la réaction suivante:

$$2Cu^{2+} + Fe(CN)_6^{-4} \rightarrow Cu_2Fe(CN)_6$$

Normalement, les cyanures de fer que contiennent les effluents sont des ferrocyanures, mais même s'il y a des ferricyanures, le potentiel d'oxydo-réduction du milieu est tel qu'ils sont rapidement transformés en ferrocyanure. Il faut moins de réactif car on évite l'oxydation du thiocyanate, cette réaction étant normalement beaucoup plus lente que l'oxydation du cyanure. S'il y a lieu d'éliminer le thiocyanate, on peut le faire en utilisant un catalyseur différent et en modifiant les paramètres opératoires.

La durée du traitement, qui est fonction avant tout de la vitesse d'oxygénation des eaux à traiter, varie entre 20 et 90 minutes. Les réacteurs comportent des agitateurs et des dispositifs qui permettent d'ajuster le pH avec précision.

Le procédé SO_2-air peut être très efficace pour éliminer les cyanures totaux. Comme il est breveté, il faut payer des redevances pour s'en servir. On trouvera en 5.4.3 un schéma de principe ainsi que des données d'exploitation.

4.2.4 Procédé au SO_2 de Noranda. Heath Steele Mines Ltd. a breveté un autre procédé au dioxyde de soufre qui sert à l'élimination du cyanure (Ferguson; Walker, 1985) (Noranda détient les brevets). Ce procédé, de même que d'autres modes de traitement, est actuellement évalué à la mine Golden Giant de Noranda, dans la région d'Hemlo. Il se

distingue du procédé d'Inco par le fait qu'on emploie du SO_2 pur; il n'est pas nécessaire d'injecter d'air comme oxydant.

On ajoute à la solution (ou suspension) à traiter du SO_2 pur, ou du SO_2 de qualité industrielle non dilué, en dose suffisante pour abaisser le pH du milieu à 7 ou 9, puis on y incorpore une solution de sulfate de cuivre; la teneur en cyanure de l'eau traitée est ainsi abaissée à une valeur acceptable. Les mécanismes opérant ne sont pas décrits dans le brevet. On trouvera en 5.4.3 un schéma de principe ainsi que des données d'exploitation.

4.2.5 Procédé au peroxyde d'hydrogène. L'emploi du peroxyde d'hydrogène pour éliminer le cyanure a suscité beaucoup d'intérêt depuis que Degussa AG (RFA) a obtenu des résultats probants à la mine aurifère Ok Tedi en Papouasie (Nouvelle-Guinée) (Knorre et Griffiths, 1984). Comme dans le procédé SO_2-air, le cyanure libre et le cyanure des complexes de métallocyanures moins stables que les cyanures de fer se transforment en cyanate par une réaction d'oxydation qui s'opère à pH supérieur à 9,5 et qui est catalysée par des ions cuivre. Le ferrocyanure n'est ni éliminé, ni oxydé en ferricyanure; il est précipité par le cuivre, comme dans le procédé SO_2-air. Le thiocyanate n'étant pas oxydé, il ne concourt pas à la consommation de réactif. Le procédé est utilisé dans deux mines aurifères du Canada; on l'évalue aussi dans d'autres mines. Degussa AG a aussi mis au point des dispositifs de contrôle automatique perfectionnés, qui ne sont pas, cependant, essentiels au traitement. Le procédé n'est pas breveté et l'on peut s'en servir sans licence. On trouvera en 5.4.3 un schéma de principe ainsi que des données d'exploitation.

4.2.6 Échange d'ions. Récemment, la création d'une société canadienne de mise en marché de la technologie et des installations de récupération du cyanure par échange d'ions a ravivé l'intérêt qu'on porte à ce procédé de traitement des effluents de préparation du minerai aurifère. Mis au point en Afrique du Sud (Goldblatt, 1956), puis modifié pour les usines de préparation de minerai aurifère par CANMET (Énergie, Mines et Ressources Canada) (Gilmore, 1976) et par Cytech Inc. (Hussain, 1986), ce procédé utilise une résine échangeuse d'anions et permet d'éliminer tous les complexes de type métallocyanure. Les ions de cyanure non complexés ne sont que faiblement adsorbés sur la résine, et ne sont normalement pas retenus; pour éliminer cet inconvénient, on ajoute au milieu une petite dose d'agent complexant, de sorte que le produit à traiter ne contient que du cyanure complexé. Le procédé adapté par CANMET comporte une élution avec une solution acide pour décomposer les complexes adsorbés sur l'échangeur. Pour récupérer les métaux, l'éluat ainsi produit est traité séparément: on le fait passer sur un échangeur de

cations et après absorption on procède à une nouvelle élution. Après neutralisation du second éluat, on fait une précipitation. Le cyanure du premier éluat est extrait à l'air et absorbé dans une solution d'hydroxyde de sodium; il est réutilisé dans le lavage du minerai. On obtient une boue d'hydroxydes métalliques.

Dans le procédé de Cytech, plus récent, on a éliminé la colonne échangeuse de cations. Le cyanure est extrait de l'échangeur d'anions sous forme d'acide cyanhydrique gazeux par élution à l'acide et soufflage d'air. La solution éluante acide remonte dans la colonne, décompose les complexes et régénère en même temps la résine. On fait ensuite descendre l'éluat acide, qui contient les métaux communs et l'acide cyanhydrique en solution, dans une colonne d'épuration à garnissage où de l'air circule à contre-courant. L'acide cyanhydrique gazeux extrait de la solution acide est emporté par l'air jusqu'à une deuxième colonne à garnissage qu'il remonte à contre-courant d'une solution de chaux ou de soude caustique de pH 12. La solution de soude caustique ou de chaux est continuellement renvoyée à la colonne d'épuration afin que sa teneur en cyanure augmente; le cyanure est récupéré par des purges périodiques et renvoyé au circuit de lavage du minerai. De même, l'éluat acide, après qu'on en a réajusté l'acidité, est renvoyé dans le circuit; on en prélève à intervalles réguliers une portion qu'on envoie dans un circuit de neutralisation et de précipitation. Le précipité d'hydroxydes métalliques est vendu ou rejeté dans l'aire de stockage des résidus.

4.2.7 Biodégradation. Beaucoup de microorganismes oxydent ou détoxiquent le cyanure par action enzymatique. Le traitement microbiologique des eaux usées minières a fait l'objet de divers travaux depuis 1954. Pour l'instant, un seul procédé est utilisé. Le traitement réalisé dans l'exploitation minière de Homestake Mining à Lead (South Dakota) exploite une souche mutante de *Pseudomonas paucimobilis* qui oxyde le thiocyanate et le cyanure en ammoniac, ainsi que *Nitromonas* sp. et *Nitrobacter* sp., des bactéries indigènes déjà présentes dans le milieu, qui par nitrification-dénitrification achèvent la transformation en azote. Les ferrocyanures ainsi que les cyanures libres ou complexés avec des métaux sont tous éliminés; les métaux et le ferrocyanure sont absorbés par les films bactériens et extraits au moyen d'une solution qui est ensuite filtrée.

À la station de Lead, qui a coûté 10 millions de dollars, les eaux d'exhaure et les eaux des bassins à résidus sont traitées dans des réacteurs biologiques rotatifs (RBR); on peut traiter 21 000 m^3 d'effluent par jour. Le traitement permet d'éliminer 85 p. 100 du cyanure total et 98,8 p. 100 du cyanure dissociable par un acide faible; les eaux à traiter contiennent entre 0,5 et 10 mg/l de cyanure total et entre 45 et 75 mg/l de thiocyanate. La température (entre 10 et 18 °C à la station de Lead) et la concentration

des produits à éliminer sont cependant des facteurs importants. Les microorganismes et le procédé ont été brevetés (Mudder et Whitlock, 1984).

4.3 Élimination des polluants radioactifs

Au Canada, on traite les eaux usées des mines d'uranium avec du sulfate de baryum pour éliminer le radium par coprécipitation. Le sulfate de baryum est un composé insoluble (K_{sp} 1 x 10^{-10}) et le radium s'incorpore facilement dans son réseau cristallin car la structure atomique des deux cations est semblable. En ajoutant du chlorure de baryum soluble aux eaux usées, on provoque la coprécipitation du sulfate de radium et de baryum; le précipité est éliminé par décantation ou par filtration. Il est de plus en plus reconnu que la filtration permet d'améliorer l'efficacité et la fiabilité de la séparation solide-liquide.

Prenons par exemple les mines d'uranium d'Amok, d'Eldor et de Key Lake, dans le nord de la Saskatchewan. On abaisse la teneur en radium-226 des effluents des bassins de résidus à moins de 0,37 Bq/l par un traitement combinant la précipitation chimique, la filtration sous pression et la décantation. À la mine Stanleigh de Rio Algom, en Ontario, les effluents sont traités par précipitation et filtration gravitaire; il n'y a pas de décantation après ce traitement. Dans les quatre mines mentionnées, le précipité de sulfate de baryum et de radium est renvoyé dans les bassins à résidus. Il faut employer les filtres appropriés et bien surveiller la filtration pour éviter qu'il se forme une croûte dans le lit filtrant (habituellement constitué de deux milieux), sinon l'opération ne sera que d'une efficacité et d'une fiabilité limitées.

4.4 Élimination des thiosels

Comme nous l'avons vu en 3.2.4, les thiosels doivent être éliminés dans certaines mines de minerai sulfuré car ils peuvent acidifier les eaux réceptrices dont le pouvoir tampon est faible. L'acidification se fait par un lent processus d'oxydation au cours duquel les thiosels se transforment en acide sulfurique. On peut traiter les eaux usées pour que les thiosels se décomposent en soufre élémentaire, en sulfures ou en sulfure hydrogéné gazeux, le produit de décomposition étant ensuite éliminé. Ce procédé s'est toutefois révélé inefficace ou d'un emploi peu pratique pour le traitement des eaux usées minières; il en va de même d'un bon nombre d'autres procédés comme l'oxydation chimique par traitement au peroxyde d'hydrogène, la chloration, l'ozonation ou le traitement au dioxyde de soufre et à l'air, l'oxydation électrochimique, l'osmose inverse, la réduction par traitement au fer et l'adsorption sur charbon activé (Wasserlauf et Dutrizac, 1983; Wasserlauf, 1985). Actuellement, pour réduire le potentiel d'acidification

des thiosels partiellement ou entièrement, on fait subir aux eaux usées une oxydation biologique dans un bassin de biodégradation et les effluents sont soumis à une neutralisation avant d'être rejetés dans les eaux réceptrices.

Les thiosels ne peuvent être oxydés par l'air s'il n'y a pas de catalyseur. D'après les résultats des travaux réalisés sur cette question, il est peu probable qu'on puisse mettre au point un procédé d'oxydation à l'air qui soit pratique et rentable (Wasserlauf, 1985). Dans les procédés d'oxydation biochimique et chimique, les thiosels se transforment en sulfate à une vitesse raisonnable. Les procédés biochimiques utilisent des thiobacilles qui oxydent les espèces soufrées réduites en milieu aérobie et acide pour en tirer de l'énergie (Trudinger, 1967; Silver et Dinordo, 1981). Avec des oxydants chimiques comme le peroxyde d'hydrogène, le chlore ou l'ozone, les thiosels s'oxydent en sulfates assez rapidement (de 0,15 à 60 minutes) (Tan et Rolia, 1985). En raison de leur coût, ces réactifs ne s'emploient que lorsque le traitement ne fait pas trop monter les frais d'exploitation. Par exemple, dans une mine canadienne produisant 24,5 t/j de thiosels (sous forme de $S_2O_3^{2-}$) le traitement coûterait de 5 à 14 millions de dollars par année selon le réactif employé (Wasserlauf, 1985).

Le procédé d'élimination le plus prometteur reste l'oxydation biochimique. Des travaux poussés, en laboratoire et en usine pilote, ont montré que les thiobacilles peuvent éliminer les thiosels des eaux usées minières (Silver, 1985; Wasserlauf et coll., 1985). La vitesse de l'oxydation biochimique baisse beaucoup lorsque la température descend sous 20 °C (voir le tableau 10). L'activité des microorganismes est minimale lorsque la température baisse sous 2 °C. La vitesse d'oxydation des thiosels varie aussi dans une grande mesure en fonction de l'abondance des microorganismes dans le milieu. On a démontré l'importance de ces facteurs dans une installation pilote de lagunage aéré où l'on a fait une expérience de 12 mois (Wasserlauf et coll., 1985). Dans l'installation de lagunage aéré classique, les thiosels n'ont pas été oxydés de façon efficace. Ce manque d'efficacité s'explique, du moins en partie, par la faible densité de la population de microorganismes. Par contre, le lagunage dans un bassin aéré rempli de pierres s'est avéré très efficace: la concentration de thiosels est passée de 500-800 mg/l (sous forme de S_2O_3) à 100-200 mg/l. Le bassin avait une capacité de 130 m^3, le temps de séjour des eaux était d'environ 80 heures, et durant les 12 mois de l'expérience la température a varié entre 1 et 20 °C.

Pour savoir si le lagunage sur lit de pierres est un procédé applicable en pratique, il faudra étudier la question davantage et voir si ce genre de traitement peut se faire en grandeur réelle, si le lit de pierres risque de s'obturer, s'il est possible de

TABLEAU 10 VITESSE D'OXYDATION BIOCHIMIQUE DES THIOSELS*

Concentration des thiosels (S_2O_3) dans les eaux usées (mg/l)	Temps (jours) de séjour nécessaire pour abaisser la concentration à:					
	100 mg/l			200 mg/l		
	5 °C	10 °C	20 °C	5 °C	10 °C	20 °C
500	70	27	13	25	10	5
1000	150	60	30	67	27	13
2000	320	130	60	150	60	30

* D'après des essais en laboratoire. Adapté de Silver, 1985.

commencer les opérations par temps froid et s'il faut attendre longtemps avant que le traitement prenne toute son efficacité. Dans diverses exploitations minières, notamment celle de Brunswick Mining au Nouveau-Brunswick et les deux de Falconbridge en Ontario (Falconbridge et Moose Lake), on élimine les thiosels par biodégradation en laissant les eaux usées séjourner pendant une période prolongée dans les bassins de traitement (Norman et Michelutti, 1984). L'élimination des thiosels est surtout efficace par temps chaud; elle donne de moins bons résultats en hiver et au printemps.

4.5 Élimination de l'arsenic

Les effluents de la préparation des minérais arsenicaux peuvent contenir de l'arsenic à des concentrations variables, sous forme d'oxanions d'arsenic-III et d'arsenic-V d'arsénite (AsO_2^-) et d'arséniate (AsO_4^{3-}). La précipitation de l'arsenic en arséniate calcique ou ferrique est un mode d'élimination très efficace. Les ions métalliques, notamment les ions de cuivre, de plomb, de nickel et de zinc, limitent la solubilité de l'arsenic car ils forment avec cet élément des arséniates métalliques peu solubles (Robbins, 1985). Les arsénites peuvent aussi précipiter, mais ils sont généralement plus solubles et moins stables que leurs équivalents en arséniates. Il est donc fréquent qu'on oxyde les eaux usées qui en contiennent, afin qu'il y ait surtout des arséniates à la précipitation. L'air n'est pas un bon oxydant s'il n'y a pas de cuivre pour catalyser la réaction. Divers oxydants sont efficaces, notamment le fer ferrique, le peroxyde d'hydrogène, le chlore, le dioxyde de soufre avec de l'air et le permanganate.

En milieu très alcalin (pH 11 ou 12), lorsqu'on ajoute de la chaux hydratée, l'arsenic forme un précipité d'arséniate de calcium basique ($Ca_3(AsO_4)_2 \cdot Ca(OH)_2$). Comme ce composé est très insoluble en milieu fortement alcalin, on peut abaisser la concentration d'arsenic dissous à moins de 0,5 mg/l. Certains se demandent cependant si ce procédé est vraiment indiqué (Robbins et Tozawa, 1982; Nishimura et coll., 1985) car le précipité est instable lorsqu'il est rejeté dans un bassin de lagunage ou lorsqu'il est enfoui. En effet, il absorbe le dioxyde de carbone de l'air et se transforme en arséniate de calcium; il devient instable, si bien que de l'arsenic se dissout:

$$Ca_3(AsO_4)_2 \cdot Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow Ca_3(AsO_4)_2 + CaCO_3 + H_2O$$

L'arséniate de calcium ($Ca_3(AsO_4)_2$) étant beaucoup plus soluble que l'arséniate de calcium basique ($Ca_3(AsO_4)_2 \cdot Ca(OH)_2$), il peut se libérer de l'arsenic (Tozawa et coll., 1985).

Pour faire précipiter l'arsenic, on peut ajouter du fer ferrique aux eaux usées; il se forme alors des précipités d'arséniates ferriques basiques très insolubles ($FeAsO_4 \cdot xFe(OH)_3$).

La stabilité et la solubilité de ces arséniates sont fonction du rapport fer-arsenic: plus ce rapport est élevé, plus le précipité est insoluble et stable. Ainsi, alors que l'arséniate ferrique ($FeAsO_4$) est relativement soluble, les arséniates basiques dans lesquels le rapport molaire fer-arsenic est de 8 ou plus sont d'une solubilité inférieure de plusieurs ordres de grandeur lorsque le pH se situe entre 2 et 8 (Krause et Ettel, 1985). Avec la précipitation au fer ferrique, on peut abaisser la concentration d'arsenic dissous à 0,5 mg/l ou moins.

Il est fort probable que la précipitation des arséniates ferriques insolubles s'accompagne de processus de coprécipitation et d'adsorption dans lesquels interagissent les diverses espèces d'arsenic et le précipité d'hydroxyde ferrique (Krause et Ettel, 1985). L'hydroxyde ferrique ainsi que d'autres hydroxydes métalliques plurivalents, comme l'hydroxyde d'aluminium, sont des réactifs très efficaces pour éliminer les polluants traces. Avec ce composé, on peut abaisser la concentration d'arsenic à moins de 0,5 mg/l; on peut faire de même avec bien d'autres éléments, notamment l'antimoine et le molybdène (USBM, 1982; Ramadorai, 1978; Legendre et Runnells, 1975). Normalement pour obtenir cet effet, on ajoute aux eaux usées un sel ferrique soluble, puis une dose suffisante de base pour qu'il se forme de l'hydroxyde ferrique insoluble. Bien souvent, toutefois, les eaux usées contiennent déjà le fer nécessaire, de sorte qu'il ne reste qu'à ajouter la base pour obtenir un précipité d'hydroxyde ferrique.

4.6 Élimination des boues de traitement

Les métaux et les autres polluants éliminés des eaux usées se retrouvent dans le précipité et les boues de traitement. Ces boues sont envoyées avec les résidus de la préparation du minerai dans des lagunes d'élimination ou, encore, elles sont enfouies sur place; dans certains cas, on les déverse dans des lits de séchage à fond de gravier ou dans des puits d'extraction souterrains ou à ciel ouvert. Parfois, elles sont auparavant déshydratées par un procédé mécanique. Tous les sites où ces boues sont éliminées peuvent devenir une source de pollution, en raison des processus hydrologiques, hydrogéologiques et géochimiques dont ils sont le siège. Il faut donc veiller de très près à l'aménagement, à l'exploitation et, le cas échéant, à la fermeture de ce genre d'installations.

Dans la plupart des mines du Canada où l'on produit des boues d'hydroxydes métalliques, on les mélange avec les résidus de préparation et on les envoie dans des bassins. On trouve peu d'information sur la stabilité chimique à long terme des hydroxydes métalliques ainsi traités. Il y a toutefois raison de croire que les boues d'hydroxydes alcalines riches en gypse qui sont gardées dans des bassins de lagunage ou dans des lits de gravier réservés à cet usage tendent à se stabiliser davantage à la longue parce qu'elles absorbent du dioxyde de carbone. L'absorption de dioxyde de carbone peut donner lieu à la formation de carbonates métalliques plus résistants à l'acide ainsi que d'une matrice de carbonate de calcium et de gypse, semblable à du ciment, qui ne se dissout pas. Des processus du même genre peuvent aussi s'opérer dans les bassins à résidus alcalins.

La stabilité des boues de sulfate de radium et de baryum radioactif a été étudiée récemment (Huck, 1985). Comme on pouvait s'y attendre, la stabilité de ces boues est reliée à la solubilité du sulfate de baryum et au potentiel d'oxydo-réduction du milieu. Le sulfate de baryum est stable en raison de sa grande insolubilité. Toutefois, un processus de réduction chimique ou biologique peut en entraîner la dissolution et provoquer la libération de radium radioactif. Il est donc préférable d'éliminer les boues de sulfate en milieu aérobie. Actuellement, dans les mines d'uranium du Canada où l'on garde ces boues, on les immerge dans les bassins à résidus.

4.7 Élimination des résidus

Les méthodes qui servent à l'élimination des résidus au Canada sont décrites au chapitre 5. Dans l'ensemble, les bassins à résidus se sont révélés très efficaces pour l'élimination des matières solides en suspension. Dans certains cas, il faut améliorer la décantabilité des boues ou les caractéristiques des matières solides en ajoutant des coagulants.

4.8 Stabilisation des réactifs de flottation

Beaucoup de réactifs à base de composés organiques employés pour la flottation peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques (Hawley, 1977). Toutefois, on a rarement observé d'effets toxiques dans les eaux réceptrices. Cela s'explique par le fait que les réactifs ne s'emploient qu'à faibles doses dans la préparation du minerai, qu'ils sont adsorbés et éliminés au moyen de concentrés et qu'ils sont adsorbés sur les particules de matières solides retenues dans les aires d'élimination des résidus, où ils se décomposent par un processus biochimique naturel.

4.9 Élimination des eaux d'égout

L'exploitation minière pouvant se comparer à un village, l'élimination des eaux d'égout est importante. Le plus souvent, on traite ces eaux dans des bassins de stabilisation, dans des bassins de lagunage aéré, dans une unité d'épuration préfabriquée, ou on les déverse directement dans les bassins à résidus où elles séjournent assez longtemps pour que les organismes coliformes et les autres bactéries entériques soient détruits.

5 LA GESTION DES EAUX USÉES MINIÈRES AU CANADA

La plupart des exploitations minières produisent trois types d'effluents:

- les eaux d'exhaure;
- les eaux usées de l'usine de préparation du minerai et les résidus;
- les eaux de ruissellement et d'infiltration polluées.

Nous verrons comment on utilise les procédés de traitement afin que les effluents soient conformes aux lignes directrices et aux prescriptions réglementaires fédérales et provinciales (voir le chapitre 2).

Dans toutes les exploitations minières et les usines de préparation de minerai, on produit de grandes quantités de résidus finement broyés, représentant généralement 90 p. 100 ou plus des matières solides traitées, qu'il faut éliminer. Comme l'élimination des résidus est souvent l'élément principal de la gestion des déchets, il nous a semblé indiqué de parler d'abord des procédés qui peuvent s'employer à cette fin et des moyens par lesquels il est souvent possible d'y intégrer les autres procédés de traitement.

5.1 Élimination des résidus

Divers facteurs entrent en ligne de compte dans le choix du mode d'élimination; il faut notamment considérer les points suivants:

- stabilité chimique des résidus;
- caractéristiques granulométriques des résidus;
- caractéristiques du terrain, relief, présence de lacs;
- possibilité d'utiliser les fractions grossières des résidus comme matériau de remblayage dans la mine;
- sensibilité du milieu naturel (faune, flore, qualité des eaux, paysage);
- possibilité de trouver sur les lieux les matériaux nécessaires pour l'aménagement des ouvrages de retenue et pour la restauration définitive;
- conséquences de la présence des résidus à long terme, après que les lieux ont été désaffectés.

Dans la planification d'une nouvelle mine, il faut considérer chacun des procédés d'élimination mentionnés au tableau 11 et en évaluer les avantages et les inconvénients en tenant compte des points énumérés ci-dessus. Les procédés mentionnés aux numéros 1a et 1b dans ce tableau sont de loin les plus employés au Canada.

Si les résidus sont acidifiables, leur immersion dans une masse d'eau empêchera les sulfures qu'ils contiennent de s'oxyder. Comme il n'y a pas tellement de données

TABLEAU 11 PROCÉDÉS D'ÉLIMINATION DES RÉSIDUS MINIERS AU CANADA

Procédé	Remarques
1. Déversement, sous forme de boue, dans une installation de retenue conçue à cette fin	Procédé le plus répandu Plusieurs aménagements possibles, selon les caractéristiques des lieux et des résidus Restauration difficile lorsque les résidus sont acidifiables Possibilité d'utiliser le bassin à résidus pour d'autres traitements
Formules possibles:	
a) Déversement dans le bassin (immersion)	On obtient des résidus de densité moins grande qu'avec les autres formules; en revanche, on évite l'apport d'oxygène aux résidus acidifiables
b) Déversement sur des plages: exutoire unique, rampe, cyclone ou épandage en couches	Rend possible l'utilisation des fractions grossières dans la construction de la digue Susceptible d'atténuer la perméabilité des résidus déversés Permet de former une surface bien asséchée et facile d'accès
c) Déversement de résidus épaissis, hors de toute structure	Faible volume de stockage Utilisé seulement dans deux mines
2. Immersion dans un lac ou dans des eaux côtières	Inquiétudes sur le plan écologique, reliées à l'absence de confinement et à la difficulté de lutter contre les incidences, au besoin Taux d'oxydation des résidus acidifiables réduit de beaucoup Nombreux exemples concrets, mais possibilité d'emploi limitée par des facteurs locaux
3. Utilisation des résidus comme matériau de remblayage	N'est généralement possible qu'avec les fractions grossières des résidus acidifiables Tributaire du procédé d'exploitation minière Emploi très répandu

sur les effets à long terme que peuvent avoir les résidus dans les eaux où ils sont immergés, les organismes de réglementation n'appuient généralement pas cette solution. On l'étudie actuellement, d'un point de vue plus général, dans le cadre du Programme d'étude des résidus acidifiables (RAT). L'intérêt que présente cette solution justifie certainement qu'on examine localement la possibilité de l'adopter si l'on dispose d'une masse d'eau qui convienne.

Au Canada, les mines mentionnées ci-dessous ont eu ou ont recours à l'immersion de résidus dans une masse d'eau.

Utah Copper, Rupert Inlet (C.-B.)	Wesfrob (C.-B.)
Amax Kitsault (C.-B.)	Cominco, Benson Lake (C.-B.)
Wabush (Labrador)	HBMS, lac Anderson (Manitoba)
Cie Iron Ore du Canada (Labrador)	HBMS, Mandy (Manitoba)

Les résidus acidifiables d'un certain nombre de mines abandonnées du Manitoba ont été rejetés dans des lacs. On étudie ces cas pour connaître les effets à long terme exercés sur le milieu récepteur et les transformations chimiques subies par les résidus.

L'épandage en couches (sur le sol) et le déversement au boyau après épaississement s'emploient parfois dans les mines canadiennes. Dans le premier cas, on épand les résidus en une couche mince et uniforme et on les laisse sécher et solidifier avant d'appliquer une nouvelle couche. Dans le second cas, les résidus sont épaissis, puis déversés au moyen de boyaux depuis un point central, de sorte qu'ils forment peu à peu un amas conique. Ces techniques sont décrites en 5.1.4.

Les résidus servent au remblayage dans de nombreuses mines au Canada, notamment dans les suivantes:

Cominco	Ecstall
Falconbridge Nickel	Westmin
Inco	Campbell Red Lake
Hudson Bay Mining & Smelting	Dome
Kerr Addison	Falconbridge Copper
Noranda	Giant Yellowknife
Sherritt Gordon	Northgate
Sigma	Pamour

En général, on n'emploie à cette fin que les fractions de sable les plus grossières contenues dans les résidus, car il faut un matériau qui ne retient pas l'eau et dont la compressibilité est faible. Normalement, on sépare les sables du reste des résidus au moyen d'un cyclone, si bien que seules les boues sont éliminées dans les aires de stockage des résidus, que nous appellerons ici des *bassins à résidus*. On ajoute

parfois du ciment au sable pour produire un matériau de remblayage qui se tient bien et qui est structuralement efficace.

5.1.1 Bassin à résidus - caractéristiques générales. Le déversement des boues de préparation (résidus) dans des installations de retenue reste le mode d'élimination le plus répandu dans les mines canadiennes. Les installations de retenue sont économiquement avantageuses et l'exploitation en est relativement simple. On peut les aménager de façon à pouvoir y réaliser divers traitements, notamment les suivants:

- élimination des matières (solides) en suspension par décantation;
- précipitation des métaux lourds sous forme d'hydroxydes;
- rétention permanente des résidus sédimentés et des précipités;
- régulation des eaux pluviales;
- uniformisation de la qualité des eaux usées;
- stabilisation des composants oxydables tels que thiosels, cyanures et réactifs de flottation;
- conservation et stabilisation des eaux devant être réutilisées.

L'élimination en bassin présente plusieurs inconvénients:

- il peut être difficile de coordonner en tout temps les divers traitements;
- il peut être difficile de régulariser le débit de façon satisfaisante;
- il est souvent difficile d'empêcher l'entrée d'eau provenant de secteurs non pollués;
- souvent, en raison de la grande étendue des installations, la restauration peut poser des problèmes, surtout si les résidus sont acidifiables;
- l'efficacité du traitement, et surtout de l'oxydation biologique, varie beaucoup au gré des saisons;
- il est souvent nécessaire de recueillir et de traiter les eaux qui s'infiltrent à travers les ouvrages de retenue;
- la poussière peut poser de graves problèmes, à moins qu'on protège la surface des résidus par une couverture végétale, des liants chimiques ou un enrochement.

Les paragraphes qui suivent portent sur l'emplacement, la conception et l'exploitation des installations de retenue et sur la restauration des lieux à la fermeture de la mine.

5.1.2 Bassin à résidus - choix de l'emplacement. Pour choisir l'emplacement, on recommande la démarche suivante:

1) Définir le volume à éliminer et les caractéristiques des résidus.
2) Déterminer si les résidus sont acidifiables en analysant des échantillons de minerai ou de résidus prélevés au cours des essais métallurgiques, suivant les indications données en 3.1.4.

3) Déterminer quels traitements il faudra faire, en plus de stocker les résidus (voir 5.1.1).

4) Étudier chacun des procédés d'élimination mentionnés au tableau 11. Si l'élimination en bassin de retenue est choisie, passer à l'étape suivante (5) et continuer jusqu'à la fin (8).

5) Au moyen de photographies aériennes et de cartes à grande échelle, délimiter les emplacements possibles en appliquant les critères suivants:

- capacité de stockage suffisante, compte tenu de la quantité de résidus qui devra être éliminée durant l'exploitation de la mine, avec de préférence possibilité d'agrandissement au cas où l'on trouverait plus de minerai que prévu;
- réserve d'eau suffisante pour le traitement, s'il y a lieu;
- proximité de l'usine de préparation;
- terrain se trouvant dans le même bassin versant que l'usine de préparation, de préférence en un point moins élevé, de sorte que le pompage nécessaire soit minime ou nul et que les risques de défaillance soient nuls;
- superficie du bassin versant la plus petite possible et possibilité de détourner les eaux de surface sans problème;
- terrain imperméable, ne se trouvant pas dans une zone d'alimentation de la nappe phréatique;
- caractéristiques géotechniques appropriées;
- possibilité d'utiliser les matériaux trouvés sur place pour la construction des ouvrages de retenue;
- possibilité d'éliminer les infiltrations d'eau sans problème;
- endroit éloigné des lieux habités si les résidus sont radioactifs, sinon endroit où les installations ne causeront pas de nuisance à la population.

6) Reconnaître ou explorer les lieux pour en discerner mieux les caractéristiques et établir une classification des emplacements possibles.

7) Entreprendre une analyse pour connaître les voies de dispersion possibles si les résidus à éliminer sont radioactifs.

8) Faire une évaluation technique, écologique et économique approfondie des meilleurs emplacements (à moins qu'il s'en démarque un dans la classification), en tenant compte des travaux de restauration qu'il faudra faire un jour.

5.1.3 Bassins à résidus - conception et aménagement. La conception et l'aménagement des installations sont gouvernés en grande partie par les facteurs suivants:

- Effets possibles des ouvrages de retenue sur l'écoulement des eaux superficielles et des eaux souterraines. Il faut connaître l'hydrogéologie des lieux et déterminer quels effets peuvent avoir les eaux de lessivage qui s'écoulent des résidus. (On travaille actuellement à l'élaboration d'un modèle d'évaluation applicable aux voies de dispersion des lessivats chargés de radionucléides dans le cadre du Programme national de recherche sur les résidus d'uranium. On en viendra peut-être à mettre au point des techniques de prévision du même genre pour les résidus acidifiables dans le cadre du Programme d'étude des résidus acidifiables.) L'évaluation du terrain

permettra de déterminer s'il est nécessaire de poser un revêtement dans les installations de retenue.

- Genre d'ouvrage de retenue qu'on prévoit construire.
- Caractéristiques hydrologiques du site, notamment capacité d'amortissement de la crue, type de déversoir ou de dispositif d'évacuation.
- Mode d'exploitation, notamment en ce qui a trait aux points suivants: rejet des résidus sous l'eau ou en surface, utilisation de résidus comme matériau des ouvrages de retenue, position de la masse d'eau par rapport à la digue de retenue et dispositifs de récupération.
- Solution de restauration définitive, notamment: résidus submergés ou asséchés, stabilisation et drainage des surfaces, élimination des infiltrations et couverture végétale ou d'un autre type.

La conception et la construction des ouvrages de retenue doit toujours se faire suivant les règles acceptées en génie, en tenant compte des caractéristiques géotechniques des matériaux, des conditions sismiques et hydrologiques et de l'architecture imposée par le relief.

Dans la conception des digues à résidus, on suit les mêmes principes fondamentaux que pour les digues de retenue ordinaires, mais il y a quelques différences:

- Dans bien des cas, les installations servent à stocker des matières solides à consistance boueuse;
- On surélève fréquemment la digue pour augmenter la capacité de stockage;
- Les fractions grossières des résidus sont souvent utilisées comme matériau dans la construction de la digue;
- Les résidus stockés peuvent être chimiquement instables ou, s'il s'agit de déchets d'uranium, il se formera du radon et divers autres isotopes. Dans le cas des résidus sulfurés non tamponnés, il se formera de l'acide sulfurique et divers produits de lessivage associés.

Les différents types de digue énumérés ci-dessous servent couramment de digues à résidus:

- digue faite de matériaux rapportés;
- digue incorporant les résidus construite par l'amont;
- digue incorporant les résidus construite par l'aval;
- digue centrée incorporant les résidus;
- digue combinant des éléments des digues mentionnées ci-dessus.

Les caractéristiques générales des digues dans lesquelles les résidus servent de matériau principal sont illustrées à la figure 2. Examinons brièvement les types de digue mentionnés ci-dessus.

Digue faite de matériaux rapportés. Ce type d'ouvrage a comme avantage qu'on peut prévoir et contrôler avec précision la qualité et la disposition des matériaux.

Au Canada, de même qu'ailleurs dans le monde, on construit de plus en plus de digues "mixtes" dont tous les matériaux, sinon une certaine proportion, sont rapportés. C'est le cas tout particulièrement des ouvrages de retenue de résidus d'uranium et de résidus sulfurés acidifiables, ceux-ci ne pouvant s'employer dans les parties aval qui sont exposées. Il en va de même des stériles acidifiables.

Le principal inconvénient des matériaux rapportés est le coût élevé de l'excavation et de la mise en place, comparé à ce qu'il en coûte d'utiliser les résidus; en outre, les matériaux peuvent venir à manquer dans certaines exploitations.

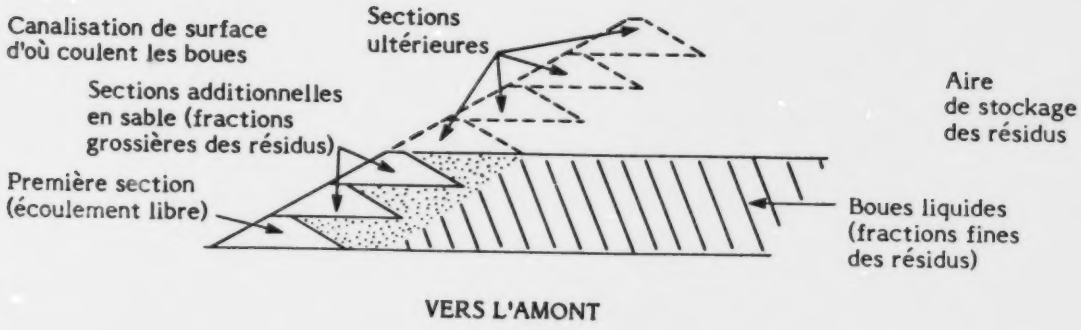
Construction par l'amont. Par le passé, on s'est beaucoup servi de résidus passés au cyclone ou épandus au moyen de boyaux pour construire ce genre d'ouvrage, mais plus maintenant car ces matériaux n'ont pas la stabilité voulue pour résister aux pressions sismiques. Comme on peut le voir à la figure 2, l'ouvrage d'amont classique comporte des résidus à grain fin de sorte qu'il peut se détériorer si le matériau passe en solution.

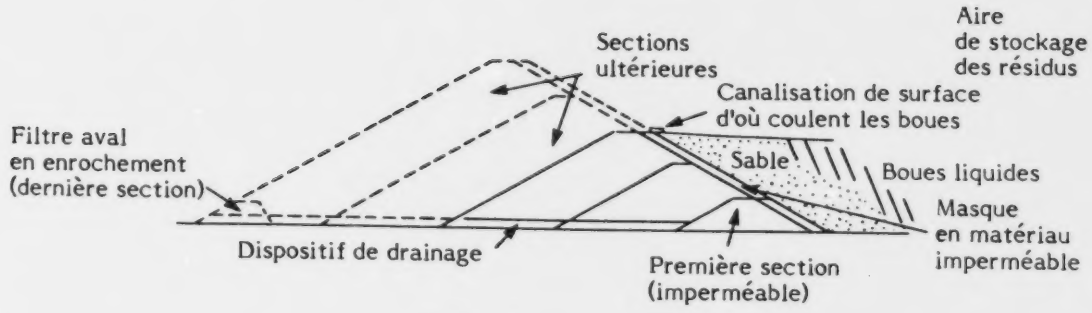
Construction par l'aval. Avec ce genre de digue, on peut bâtir un ouvrage dont les caractéristiques géotechniques sont acceptables. On emploie comme matériau les fractions grossières des résidus.

La digue d'aval a comme principal inconvénient d'exiger une grande quantité de sable. Lorsque l'ouvrage en est aux premiers stades, ou lorsque le minerai est assez finement broyé, il se peut qu'il n'y ait pas suffisamment de sable pour l'élever au-dessus de la hauteur d'eau croissante, surtout s'il faut de plus en plus de matériau à mesure que l'ouvrage se développe. Dans la plupart des cas, on sépare les résidus à gros grain au cyclone et on les dirige vers la face extérieure de la digue.

Construction par le centre. L'axe central de ce genre d'ouvrage demeure dans le même plan vertical au fur et à mesure que la construction progresse. On peut considérer cette méthode comme intermédiaire entre les constructions par l'amont et par l'aval. On obtient un ouvrage acceptable lorsqu'on peut répartir les résidus en amont de façon qu'ils s'y incorporent et en fassent partie intégrante, tout en étant assez stables dans les conditions sismiques et géotechniques dominantes. Si les résidus sont radioactifs ou acidifiables, on ne peut les employer comme matériau de construction, car ils seraient exposés sur la face aval de la digue.

Dans la plupart des installations de stockage des résidus, de l'eau s'échappe au pied aval de la digue. Souvent, lorsque l'eau qui fuit n'a pas la qualité voulue (voir le chapitre 2), on aménage un dispositif pour la recueillir et on la traite avant de la rejeter (voir la subdivision 5.3).





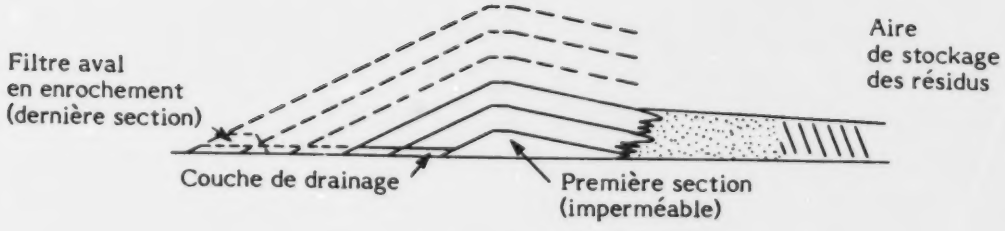


FIGURE 2 MÉTHODES DE CONSTRUCTION DES DIGUES À RÉSIDUS

Déversoirs, dispositifs d'évacuation et ouvrages de dérivation. La plupart des défaillances des installations de retenue des résidus proviennent des déversoirs, dispositifs d'évacuation et ouvrages de dérivation. Si la capacité hydraulique de ces éléments est insuffisante en débit de pointe, cela peut provoquer une défaillance de l'ouvrage de retenue lui-même, qui entraînera la remise en suspension et la fuite de résidus stockés.

À l'étape de la conception, il faut toujours s'assurer que les eaux pluviales et les eaux de ruissellement, dont l'abondance doit être déterminée d'après des données statistiques acceptables sur la récurrence, l'intensité et la durée des phénomènes qui les génèrent, pourront être recueillies dans le bassin de retenue, détournées ou évacuées par un déversoir ou un dispositif d'évacuation.

Pour déterminer le niveau des crues nominales, il faut analyser les statistiques hydrologiques de la région en se rappelant que souvent un bassin de retenue reçoit les eaux d'une zone relativement peu étendue dont la capacité d'absorption en cas d'orage est très limitée.

Si une rupture de la digue peut mettre des vies humaines en danger, surtout lorsqu'il y a une localité en aval de l'installation, il faut considérer le phénomène de ruissellement maximal probable en 10 000 ans et même plus. Les pluies et les eaux de fonte mesurées dans le secteur entrent également en ligne de compte. Les critères de conception doivent être soumis à l'approbation des organismes de réglementation compétents en la matière. (On se rapportera à ce sujet aux normes de l'International Conference on Large Dams (ICOLD) et du United States Bureau of Reclamation (USBR) ainsi qu'à la publication du Conseil national de recherche sur l'hydrologie des crues au Canada, *Flood Hydrology in Canada - A Summary of current practice.*)

À la différence d'un barrage de retenue d'eau, une digue à résidus ne comporte habituellement pas de déversoirs de trop-plein: il serait difficile d'en aménager, l'ouvrage étant surélevé tout au long de l'exploitation de la mine. On se sert plutôt de tours d'évacuation dont la hauteur peut être ajustée au fur et à mesure que le niveau des résidus (ou niveau de la retenue) monte. Ces dispositifs ont déjà posé des problèmes parce qu'ils se bloquent ou qu'ils résistent mal au tassement et aux pressions sismiques; il est donc important que le concepteur fasse tout le nécessaire pour parer à ces éventualités. Il faut aussi prévoir un mécanisme auxiliaire quelconque au cas où le dispositif d'évacuation primaire ferait défaut.

Le surnageant en excès peut être évacué au moyen d'un dispositif à siphon ou d'une pompe montée sur un bateau.

Les siphons ont le grand avantage de pouvoir fonctionner à pleine capacité même si le niveau de la retenue est relativement bas.

Ils présentent cependant des inconvénients.

- Les fragments de glace et les débris ne passent pas.
- Il peut se former de la glace dans les voies d'entrée et dans les évents avant que le niveau de la retenue monte suffisamment pour que le siphon soit amorcé.
- Si le siphon s'amorce et se désamorce de façon désordonnée, il peut se produire des effets de surpression et des blocages.
- Il peut se produire des phénomènes de cavitation et de baisse excessive de la pression absolue (c'est pourquoi la différence de niveau totale ne peut dépasser 7 m dans les digues en terre).
- Les conduites peuvent se briser à cause du tassement du talus.

Les pompes montées sur bateau s'emploient couramment pour évacuer les eaux du bassin à résidus, surtout lorsque celles-ci sont réutilisées, complètement ou partiellement, dans la préparation. Leur mobilité rend possible l'aménagement du bassin à distance de la digue (voir 5.1.4). Les installations où l'on emploie des pompes doivent être aménagées de façon qu'il soit possible de recueillir sans danger les eaux de ruissellement maximal et de les évacuer plus tard.

5.1.4 Bassin à résidus - mode d'exploitation. De nombreux facteurs entrent en ligne de compte dans le choix du mode d'exploitation: technique de déversement, capacité et position de la masse d'eau, dispositifs d'entrée et d'évacuation, conformation prévue au stade de la restauration, traitements à réaliser et utilisation des résidus dans la construction de la digue.

Techniques de déversement. On peut déverser les résidus selon différentes techniques; certaines s'emploient déjà depuis longtemps, d'autres sont relativement nouvelles.

Techniques traditionnelles. Dans la plupart des usines de préparation, les résidus sont pompés jusqu'aux installations de retenue; ils contiennent entre 15 et 55 p. 100 (en poids) de matières solides, soit une moyenne de 40 p. 100 habituellement. La vitesse d'écoulement dans les canalisations se situe entre 1,6 et 3,0 m/s, en fonction de la grosseur des particules solides et de leurs caractéristiques granulométriques, de la densité de la fraction solide des boues et de divers autres facteurs. L'usure des canalisations doit être prévenue dès le stade de la conception: normalement, on recommande d'employer des conduites d'acier à revêtement intérieur de caoutchouc ou des conduites de polyéthylène de forte densité.

Lorsque les installations de retenue se trouvent plus bas que l'usine, on emploie des gouttières ou des canalisations à écoulement gravitaire si le relief le permet. Pour éviter que le frottement soit excessif et que les pressions deviennent extrêmes, on

soutient les canalisations par des ouvrages de béton installés de façon que la pente n'excède pas 1 p. 100. Il faut prévoir des dispositifs de vidange pour éviter que les résidus ne se déposent dans les canalisations et les obstruent, advenant que la préparation soit interrompue.

On peut déverser les résidus dans le bassin (immersion) ou en bordure sur le sol (déversement en surface). Dans ce dernier cas, le déversement peut se faire diversement: en un seul point, au moyen d'une série de boyaux branchés sur un collecteur, au moyen de rampes d'épandage ou encore de cyclones qui séparent les sables devant être employés dans la construction des digues.

Lorsque les résidus sont déversés par des boyaux sur la crête de la digue, les matériaux grossiers qui tombent près du point de déversement peuvent servir à surélever la digue. Le bassin se trouve à distance de la digue, ce qui a l'avantage d'abaisser le niveau de la surface de saturation au pied de la digue, réduisant du même coup l'infiltration. Les résidus déversés de cette manière en viennent à former une grande cuvette inclinée vers l'intérieur, en direction de la nappe d'eau et de son exutoire. Cette conformation peut poser des problèmes lorsqu'il est temps de fermer l'installation, car il peut être difficile d'en détourner les eaux de ruissellement ou de faire en sorte que les effluents soient d'une qualité acceptable, surtout si les résidus sont radioactifs ou acidifiables.

Le cyclonage a l'avantage d'assurer un meilleur tri des sables employés dans les digues selon leurs caractéristiques granulométriques. Pour les digues construites par le centre comme pour les digues construites par l'aval, il faut de grandes quantités de résidus grossiers. Il faut aussi contrôler la répartition des matériaux selon leur perméabilité de façon que l'ouvrage de retenue soit bien drainé. Les cyclones sont généralement montés sur la crête de la digue, si bien qu'on peut décider de l'endroit où les particules grossières et les particules fines seront déposées. Ce mode de déversement n'est généralement pas possible si les résidus sont finement broyés, car on ne peut en tirer suffisamment de particules grossières pour la construction des digues.

Immersion. Les résidus acidifiables déversés sur le sol s'oxydent car les sulfures qu'ils contiennent sont constamment exposés à l'air et aux pluies ainsi qu'à l'eau qui monte du sol par capillarité. En été, à la chaleur des rayons solaires, le processus d'oxydation s'accélère encore davantage. L'immersion dans un grand bassin peut être préférable si les résidus sont chimiquement actifs, surtout si elle peut constituer une solution définitive au moment de la restauration (voir 5.1.5).

Épandage en couches. On se sert de rampes d'épandage pour former de minces couches de boues d'épaisseur uniforme (de 100 à 150 mm). L'inclinaison des couches est fonction des caractéristiques des boues et varie habituellement entre 0,5 et 1,0 p. 100.

Lorsqu'une partie de l'aire d'épandage est recouverte d'une couche fraîche de l'épaisseur voulue, on continue l'épandage dans une autre partie et on laisse la première couche se tasser et s'égoutter, ce qui peut prendre quelques heures ou quelques jours. On laisse ensuite sécher la couche. Par suite de l'évaporation, il se forme une pression interstitielle négative, de sorte que les résidus se solidifient encore davantage. La proportion de matières solides au moment de l'épandage influe sur le degré de solidification final. À la fin, les résidus forment une masse légèrement inclinée, constituée de couches uniformes, dont la perméabilité verticale est inférieure de plusieurs ordres de grandeur à la perméabilité horizontale.

Au cours des 25 dernières années, cette technique a été employée dans environ 40 installations un peu partout dans le monde. Au Canada, elle est utilisée à la mine d'uranium de Key Lake, dans le nord de la Saskatchewan, et à la mine de cuivre et de zinc de Westmin dans l'île de Vancouver. En hiver, à Key Lake, on revient au déversement traditionnel et les résidus sont déversés ailleurs que dans l'aire d'épandage en couches.

L'épandage en couches est censé présenter les avantages suivants (Knight et Haile, 1983):

- Faible perméabilité verticale de la masse de résidus (de 10^{-7} à 10^{-9} cm/s).
- Coefficient de ruissellement maximal élevé (de 0,85 à 0,98).
- À la désaffectation, les résidus sont bien asséchés et complètement solidifiés, de sorte qu'il n'y a pas d'infiltration à long terme.
- Le surnageant contient relativement peu de matières solides, car les eaux s'écoulent plutôt lentement sur la surface des résidus.

Il présente les principaux inconvénients suivants:

- La préparation du terrain est coûteuse; au Canada, il faut probablement un dispositif d'évacuation des eaux de drainage sous-jacent pour que le procédé soit efficace (Key Lake).
- Le procédé ne peut s'employer à l'année dans les régions à climat froid.
- Son efficacité dans les mines du Canada n'est pas encore prouvée.

Élimination après épaississement. Cette technique relativement nouvelle consiste à épaissir les boues de résidus avant de les déverser en un ou plusieurs points. Les résidus forment un cône dont la pente varie entre 2 et 8 p. 100, en fonction de divers facteurs, notamment de la densité des boues, de leur teneur en matières solides et de la finesse des particules. En général, pour obtenir un cône ayant une pente de 6 p. 100, les boues doivent contenir de 54 à 74 p. 100 de matières solides. À cette consistance, les résidus s'écoulent comme une boue et leurs divers composants granulométriques ne se séparent pas.

Cette technique présente plusieurs avantages (Robinsky, 1975).

- Elle permet de stocker plus de résidus que les techniques traditionnelles, dans un espace donné.
- Il n'est pas nécessaire de bâtir de grandes digues comme l'exigent plusieurs techniques traditionnelles.
- Faible production de poussières durant et après l'exploitation.
- Les particules fines sont retenues dans la masse de résidus.
- Il n'y a pas d'infiltration capillaire dans la masse de résidus.
- Faible infiltration à travers l'ouvrage de retenue.
- Pour la restauration, on peut couvrir la surface de la masse de résidus de matériaux inertes, de terre ou d'engrais en utilisant les boyaux qui ont servi à déverser les boues.

Elle présente aussi des inconvénients.

- Frais d'exploitation plus élevés à cause du procédé d'épaississement.
- Le fonctionnement de l'épaississeur peut poser des problèmes techniques.
- L'érosion des résidus au moment de précipitations sera plus marquée et le surnageant du bassin contiendra plus de matières solides.

Cette technique est employée à la mine Kidd Creek, en Ontario, et à la mine Selbaie, au Québec.

Dimensions et position de la masse d'eau. Pour que le bassin soit efficace, il est important que la masse d'eau soit assez considérable pour que le liquide (ou l'eau de réutilisation) se décante et se clarifie suffisamment avant qu'on l'évacue.

Les dimensions de la masse d'eau doivent être déterminées en fonction de plusieurs facteurs, notamment la grosseur des particules, le potentiel de formation de vase (minéraux de type argileux), le pH et la température de l'eau, la stagnation (absence de vagues), la hauteur d'eau et les dispositifs d'entrée et d'évacuation.

Pour se guider dans la conception et l'exploitation d'un bassin à résidus, on peut suivre les directives données ci-dessous, mais il faut se rappeler que l'aménagement doit être adapté aux caractéristiques des résidus et aux conditions climatiques des lieux.

- Le bassin doit avoir une capacité de rétention d'au moins 5 jours pour que la clarification soit normale; il faut l'aménager et l'exploiter de façon qu'il ne permette pas de dérivations.
- On détermine la superficie de la masse d'eau en comptant de 5 à 12 hectares par 1000 tonnes de résidus déversés par jour. En conditions normales, une moyenne de 7 hectares par 1000 tonnes par jour est habituellement suffisante.
- Si le bassin doit servir à des traitements de stabilisation chimiques ou biochimiques, il doit avoir une capacité de rétention d'au moins 30 jours; en hiver, il peut être nécessaire de stocker les eaux si la stabilisation naturelle n'est pas suffisante.

- Il faut une hauteur d'eau d'au moins 2 m au point de déversement pour limiter l'action du vent et des vagues sur le processus de décantation.
- Pour déterminer la hauteur de la revanche au niveau maximal de la retenue, il faut tenir compte de la portée des eaux sous l'action du vent dominant. Normalement, la revanche est d'environ 1 m.

L'influence de la conformation du bassin est illustrée aux figures 3 et 4.

5.1.5 Restauration. La restauration compte parmi les points dont il faut tenir compte dans le choix de l'emplacement, la conception des installations et le choix du mode d'exploitation.

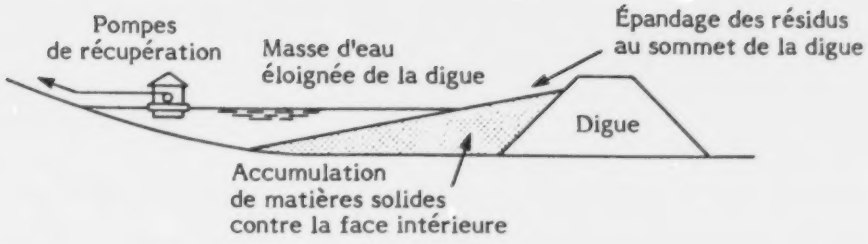
Le succès de la restauration dépend de divers facteurs dont il faut tenir compte avant l'aménagement.

- Intégrité à long terme des ouvrages de retenue au point de vue géotechnique.
- Stabilité chimique des résidus; il importe de savoir s'ils sont acidifiables.
- Régime des eaux de surface et des eaux souterraines après la fermeture des installations, notamment propagation des eaux de surface, caractéristiques hydrogéologiques, nécessité de recueillir les eaux d'infiltration, utilité des déversoirs à long terme, etc.
- Source de matériaux pouvant servir à recouvrir ou à stabiliser les résidus.
- Mode de stockage définitif: à sec ou sous l'eau.
- Relief définitif des résidus stockés à sec.

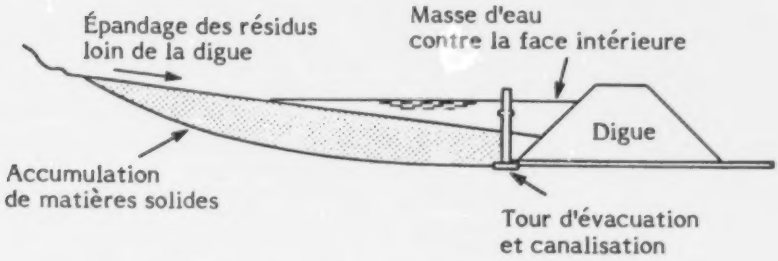
Nous reprendrons ces divers points à la subdivision 6.5 où il est question de la désaffectation des lieux au terme de la période d'exploitation.

5.2 Eaux d'exhaure

L'abondance et la qualité des eaux d'exhaure sont fonction dans une grande mesure de la technique d'exploitation minière et des caractéristiques géochimiques, hydrologiques et hydrogéologiques de la mine. Dans une mine à ciel ouvert, la quantité d'eau recueillie varie suivant la pénétration des eaux souterraines dans la mine et l'abondance des précipitations dans le secteur. Les eaux d'exhaure sont normalement recueillies dans des puisards aménagés au fond de la mine; elles sont pompées jusqu'en surface où elles sont traitées, envoyées à l'usine de préparation ou rejetées telles quelles. Elles peuvent contenir des dérivés d'azote en traces à cause du dynamitage; il faut les faire décanter pour en éliminer les matières (solides) en suspension, ce qui peut se faire dans le puisard même.



DÉVERSEMENT AU SOMMET DE LA DIGUE



DÉVERSEMENT À DISTANCE DE LA DIGUE

FIGURE 3 INFLUENCE DE LA POSITION DU POINT DE DÉVERSEMENT PAR RAPPORT À LA DIGUE

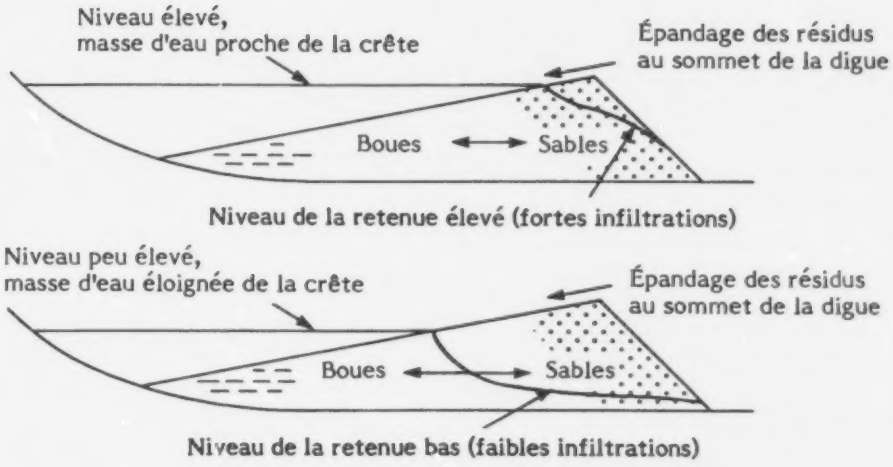


FIGURE 4 INFLUENCE DU NIVEAU DE LA RETENUE SUR LES CARACTÉRISTIQUES D'INFILTRATION

Les eaux d'exhaure acides doivent être neutralisées et les métaux qu'elles contiennent doivent être éliminés. Ce traitement peut se faire dans une installation réservée aux eaux d'exhaure ou, ce qui se fait le plus souvent, dans le bassin à résidus ou dans une quelque autre installation où l'on traite aussi les eaux de surface polluées.

Le volume des eaux d'exhaure dans les mines souterraines varie en fonction des conditions hydrogéologiques, de l'infiltration des eaux de surface, de la quantité d'eau employée pour le forage et le dépoussiérage et de la teneur en eau des résidus employés pour le remblayage. Les eaux d'infiltration sont recueillies dans des puisards d'où elles sont normalement pompées par les puits jusqu'à la surface; selon leur qualité, elles sont employées en appoint dans la préparation du minerai, épurées ou éliminées telles quelles.

Les chiffres du tableau 12 portent sur l'exploitation de la mine Sullivan de Cominco, une mine souterraine où l'on extrait 6500 tonnes de minerai par jour; ils donnent une idée de la variabilité de la qualité et de l'abondance des eaux d'exhaure.

TABLEAU 12 VARIABILITÉ DE LA QUALITÉ ET DE L'ABONDANCE DES EAUX D'EXHAURE

Paramètre	Plage de variation
Débit (l/mn)	1200 - 10 000
Fe (mg/l)	200 - 1000
Zn (mg/l)	30 - 200
Mn (mg/l)	20 - 75
Al (mg/l)	35 - 150
Pb (mg/l)	2 - 5
M.E.S. (mg/l)	200 - 900
pH	2,8 - 4,0
Température (°C)	8 - 12

M.E.S.: matières (solides) en suspension.

5.3 Eaux de ruissellement et eaux d'infiltration polluées

Le potentiel d'acidification du minerai, des stériles et des résidus exposés est le facteur qui détermine si les eaux de ruissellement doivent faire l'objet de mesures

particulières. Dans toutes les nouvelles mines de minerai sulfuré, il faut, avant la mise en exploitation, évaluer le potentiel d'acidification suivant les indications données à la subdivision 3.1, afin de prévoir dès la conception les mesures qui seront nécessaires pour limiter l'acidification et empêcher la dispersion des eaux acidifiées. Il faut prendre certaines mesures de protection, notamment:

1) Éviter autant que possible d'exposer les minerais sulfurés.
2) Éviter d'employer des matériaux sulfurés comme matériau dans les digues, les routes ou pour le remblayage.
3) Placer les stériles acidifiables dans des endroits où il est possible d'empêcher les infiltrations.
4) Masquer régulièrement toutes les faces des amas de stériles avec un matériau imperméable pour réduire la pénétration de l'air et de l'eau.
5) Séparer autant que possible les eaux de drainage propres des eaux polluées.
6) Concevoir et aménager un réseau de captage des eaux de ruissellement suivant les critères acceptés quant à l'intensité et à la durée des phénomènes de ruissellement.
7) Concevoir ce réseau comme faisant partie intégrante des installations de retenue qui serviront pendant et après l'exploitation.

Les réseaux de drainage des eaux de surface acides comportent normalement des bassins de régulation qui permettent de réduire le débit de pointe; ainsi, la capacité des installations de traitement peut être réduite.

Dans les exploitations où le minerai n'est pas acidifiable, les réseaux de drainage sont normalement assez simples et on les aménage essentiellement pour détourner les eaux pluviales en limitant le plus possible l'érosion. Selon le relief et le profil de dénivellation des lieux, il peut être nécessaire d'aménager des collecteurs de sédiments pour limiter les effets des matières (solides) en suspension dans les eaux réceptrices. Dans la conception et l'entretien des réseaux de drainage, il est important de prévoir la stabilisation des talus et des canaux par une couverture végétale ou un enrochement ou par un autre moyen.

5.4 Installations de traitement mécanique

De 1978 à 1986, l'industrie minière canadienne a aménagé quelque 25 installations de traitement mécanique qui servent à neutraliser les eaux d'exhaure et les effluents de préparation ou à éliminer les métaux ou d'autres substances. Avant cette époque, le traitement se faisait en bassins de décantation dans presque toutes les mines du Canada.

On trouvera dans les pages suivantes une description et des schémas de principe des procédés mécaniques employés dans les mines du Canada.

Mines canadiennes où les eaux usées subissent un traitement mécanique:

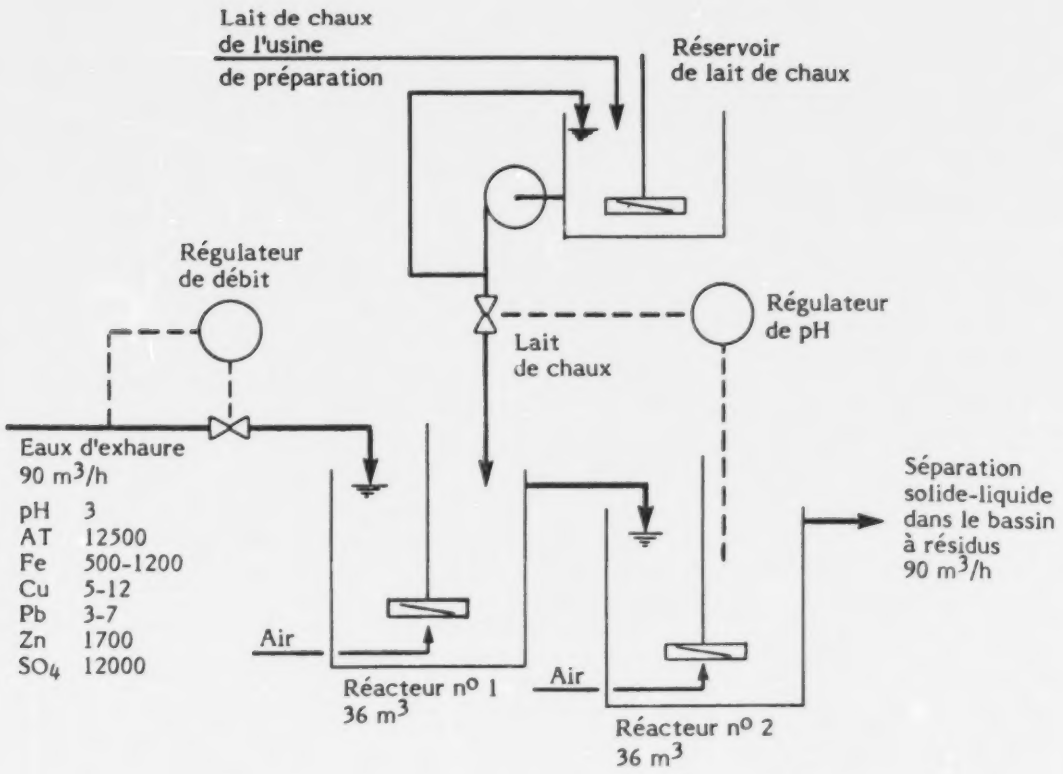
Mines de métaux communs	Mines aurifères	Mines de fer
Westmin	Giant Yellowknife	Mount Wright
Sullivan	Con	
Waite Amulet	Equity Silver	
Geco	Mount Skukum	Mines d'uranium
Mattabi	McBean	
Inco (Copper Cliff) (2)	Golden Giant	Amok
Falconbridge	Tech Corona	Key Lake
Gallen	Kiena	Eldor
Brunswick Mining (2)	Muschocho	Rio Algom (Stanleigh)

5.4.1 Traitement des eaux d'exhaure acides. La figure 5 offre un schéma fonctionnel du procédé employé à la mine souterraine de Brunswick Mining (dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick) pour traiter les eaux d'exhaure acides contenant des métaux (Wasserlauf, 1985).

Les eaux d'exhaure s'écoulent, par l'action de la pesanteur, du bassin de régulation jusqu'au bassin de neutralisation où on leur ajoute du lait de chaux (de 18 à 20 p. 100 de matières solides, en poids) et on les aère. L'air fait oxyder le fer ferreux. Le trop-plein du premier bassin de neutralisation se déverse dans un deuxième bassin où l'on garde les eaux assez longtemps pour que les hydroxydes métalliques et le gypse précipitent. On souffle de l'air pour que tout le fer ferreux s'oxyde. Le trop-plein de ce bassin se déverse dans le bassin à résidus; il s'y fait une séparation solide-liquide et les boues y sont stockées de façon définitive.

Le débit d'arrivée est préréglé. Un mécanisme de régulation du pH commande automatiquement l'addition du lait de chaux.

Le circuit original comportait un distributeur de floculant polymérique et un clarificateur à plaques, mais on les a abandonnés car les solides ne précipitaient jamais bien et le pompage posait toujours des problèmes. Les effluents neutralisés sont maintenant déversés dans le bassin à résidus.



N.B.: AT - Acidité totale, mg/l, $CaCO_3$
Fe, Cu, Pb, Zn, SO_4 - mg/l

Tiré de Wasserlauf, 1985

FIGURE 5 TRAITEMENT DES EAUX D'EXHAURE ACIDES

La croûte de gypse très dure qui se forme continuellement sur l'équipement de traitement pose un problème. On a tenté sans succès d'en empêcher ou d'en limiter la formation au moyen d'additifs spéciaux et en installant des revêtements. Pour l'instant, on nettoie régulièrement l'équipement à la main et au jet d'eau à haute pression.

L'installation, telle qu'elle a été aménagée à l'origine, a coûté environ 800 000 $ (CAN, 1985). Les frais d'exploitation annuels sont d'environ 550 000 $; dont 500 000 $ sont consacrés à l'achat des réactifs.

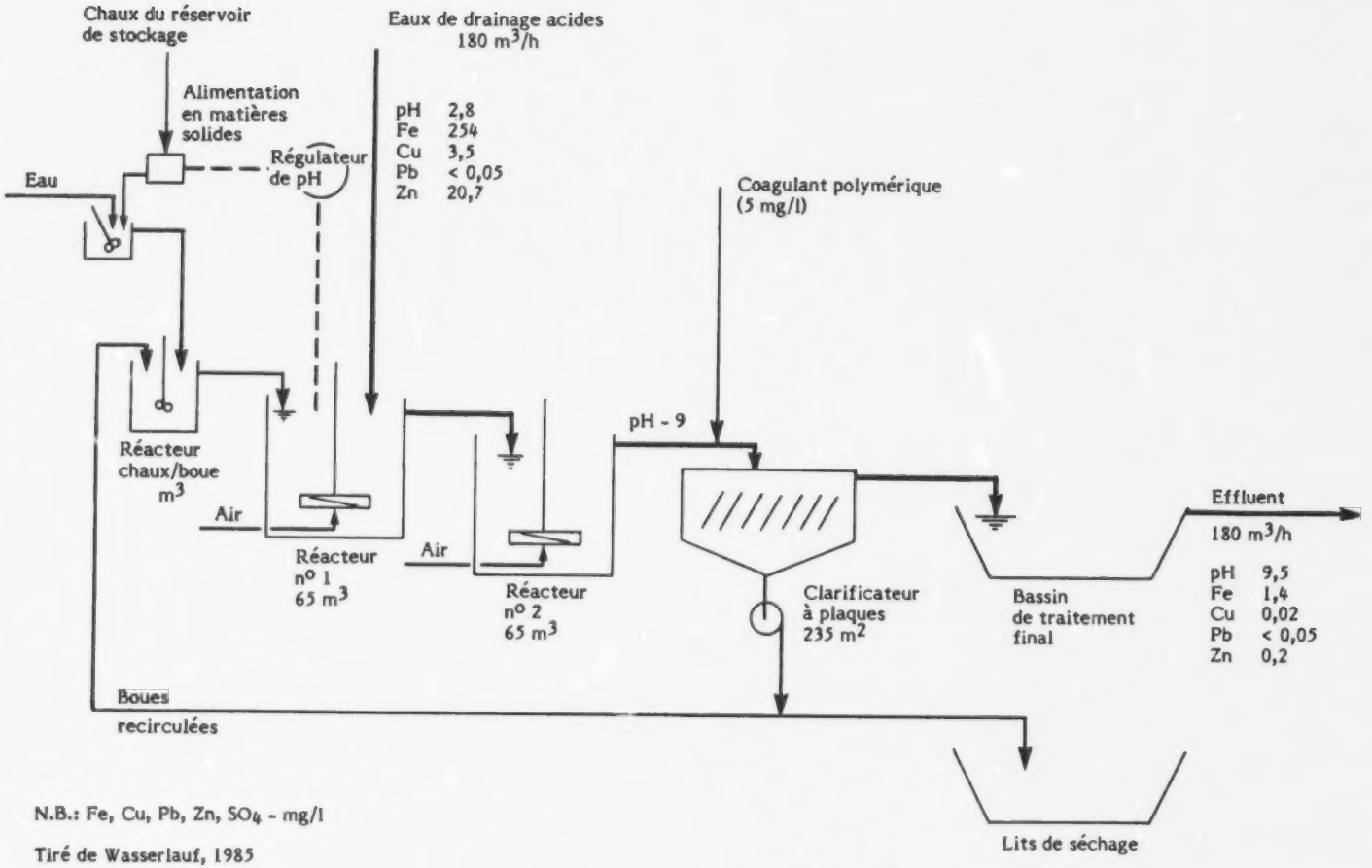


FIGURE 6 TRAITEMENT DES EAUX D'EXHAURE ACIDES PAR LE PROCÉDÉ DES BOUES DE FORTE DENSITÉ

5.4.2 Traitement des eaux d'exhaure acides par le procédé des boues de forte densité. On trouve à la figure 6 le schéma descriptif du traitement qu'on fait subir aux eaux d'infiltration acides dans l'exploitation inactive de la Noranda à Waite Amulet au Québec (Wasserlauf, 1985).

Les eaux acides s'écoulent d'un bassin de retenue dans un bassin de neutralisation qui contient un mélange de chaux et de boues précédemment précipitées. On y souffle de l'air pour faire oxyder le fer ferreux. Le trop-plein de ce bassin se déverse dans un deuxième bassin de neutralisation où les eaux restent assez longtemps pour que les hydroxydes métalliques et le gypse précipitent et que l'oxydation du fer ferreux s'achève. Le trop-plein du deuxième bassin de neutralisation se déverse dans un clarificateur à plaques où s'opère la séparation solide-liquide. On ajoute une solution de floculant polymérique dans la gouttière d'évacuation du bassin de neutralisation qui aboutit au clarificateur. Le trop-plein du clarificateur se déverse dans un bassin de traitement final. Les boues de clarification (environ 4 p. 100 de matières solides, en poids) sont envoyées dans des lits de séchage (à fond de sable) où elles sont éliminées de façon définitive.

5.4.3 Élimination du cyanure et de l'arsenic. Divers procédés ont été employés ou s'utilisent encore pour éliminer le cyanure. Par le passé, on ne traitait que les solutions de purge stériles, mais comme il est difficile d'éliminer suffisamment de cyanure du gâteau de filtration par lavage, et qu'en plus il faut aussi traiter les boues de résidus non filtrées du procédé au charbon, on tend maintenant plutôt à traiter le trop-plein des bassins à résidus. De cette manière, les matières (solides) en suspension sont éliminées par décantation. En outre, si les eaux séjournent assez longtemps dans le bassin, la concentration de cyanure baisse de façon notable par suite de la dégradation naturelle. Au Canada, on élimine aussi le cyanure des résidus sans autre traitement préalable, dans une ou deux usines de préparation au charbon.

Lorsque les eaux usées contiennent de l'arsenic, on l'élimine par un traitement additionnel qui se fait généralement après l'une des éliminations oxydatives du cyanure telles que la chloration alcaline, le traitement au peroxyde d'hydrogène et le procédé SO_2-air d'Inco. Ainsi, durant l'élimination du cyanure, les ions arsénites s'oxydent en arséniates. On ajoute ensuite du sel de fer en solution, habituellement du sulfate ferrique, pour obtenir un précipité d'arséniate ferrique basique.

On trouvera dans les paragraphes qui suivent quelques exemples d'emploi des procédés les plus répandus pour traiter la solution de purge stérile et le trop-plein des bassins à résidus. Sont également présentés quelques données sur l'efficacité de

l'élimination et sur la consommation de réactifs ainsi que des données que nous avons pu recueillir sur les frais d'aménagement et d'exploitation.

Les exemples portent sur les exploitations suivantes:

- Giant Yellowknife - élimination du cyanure et de l'arsenic;
- McBean - élimination du cyanure;
- Golden Giant de la Noranda - élimination du cyanure et de l'antimoine;
- Con et Teck-Corona - élimination du cyanure et de l'arsenic.

Mine Giant Yellowknife. À la mine Giant Yellowknife, on traite un minerai aurifère où l'or est emprisonné dans des grains d'arsénopyrite. Pour ce faire, il faut concentrer le minerai, puis griller le concentré de sulfure ainsi produit. Comme on fait un grillage, la solution de lessivage ne contient pas de sulfures de fer labiles, si bien qu'il ne se forme pas de ferrocyanure. L'arsenic est présent sous forme d'arsénite, un composé qui ne donne pas de dérivé insoluble. La chloration permet donc non seulement d'éliminer le cyanure, mais aussi d'oxyder l'arsénite en arséniate, un composé qui précipite ensuite sous forme d'arséniate ferrique basique. Une bonne partie du chlore employé dans le traitement sert donc à éliminer l'arsenic plutôt que le cyanure.

Paramètres d'exploitation (pour 1984)

Débit de la solution de lessivage: 8890 m^3/jour (seulement de mai à octobre)

Volume total traité: 1554 720 m^3 (175 jours).

L'installation de traitement ne fonctionne que pendant la période de l'année où les eaux ne gèlent pas, soit de mai à octobre; le traitement se fait en trois étapes (voir la figure 7).

1re étape: élimination du cyanure et des métaux par traitement à la chaux et au chlore.

2e étape: le sulfate ferrique additionné réagit avec l'arsenic.

3e étape: on traite le précipité avec un floculant pour obtenir un produit décantable. Les eaux traitées sont déversées dans un bassin de traitement final où elles séjournent 15 jours.

(Voir les tableaux 13 et 14 sur l'efficacité du traitement et sur le coût en capital et les frais d'exploitation ainsi que le tableau 15 sur les coûts d'élimination du cyanure et de l'arsenic.)

Mine McBean. 600 tonnes de minerai sont traitées chaque jour. Le minerai contient de la pyrite et de la pyrrhotite; la consommation moyenne de cyanure est de 3,5 kg/tonne (voir la figure 8).

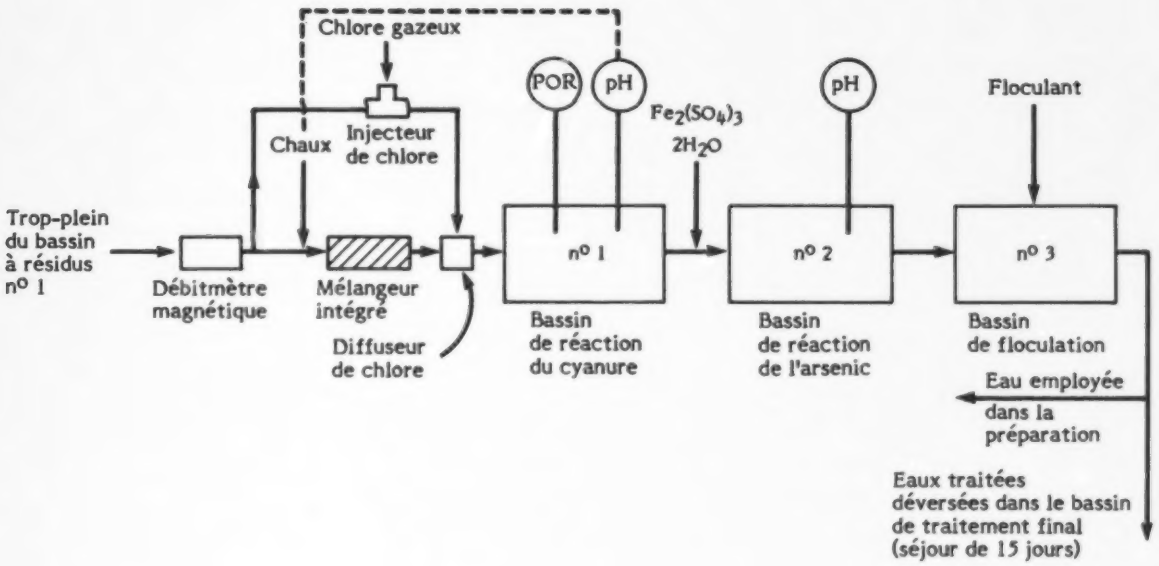


FIGURE 7 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE GIANT YELLOWKNIFE

TABLEAU 13 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT (MINE GIANT YELLOWKNIFE)

	Composant (mg/l)					
	CN_D*	CN_T**	Cu	Fe	Zn	As
Eau brute	7,1	7,5	6,7	< 0,1	0,1	12,1
Trop-plein du bassin de traitement final	0,09	0,15	0,03	< 0,1	0,1	0,14
% d'élimination	98,7	98,0	99,6		0	98,8

* CN_D - cyanure dissociable par un acide faible.
** CN_T - cyanure total.

TABLEAU 14 COÛT EN CAPITAL ET FRAIS D'EXPLOITATION (MINE GIANT YELLOWKNIFE)

Coût en capital	2 000 000 $ (CAN, 1981)
Frais d'exploitation	
Matières*	569 000 $
Main-d'oeuvre	82 000 $
Total	651 000 $

* 505 tonnes de chaux; 218 tonnes de chlore; 700 tonnes de sulfate ferrique; 4,3 tonnes de floculant.

TABLEAU 15 DÉTAIL DES COÛTS (ESTIMATION) D'ÉLIMINATION DE L'ARSENIC ET DE CYANURE (MINE GIANT YELLOWKNIFE)

	Cyanure	Arsenic
Quantité éliminée	12,0 t	20,7 t
Coût/kg	23,70 $	16,40 $
Coût/t de minerai*	0,77 $	0,91 $

* 386 250 t de minerai préparées.

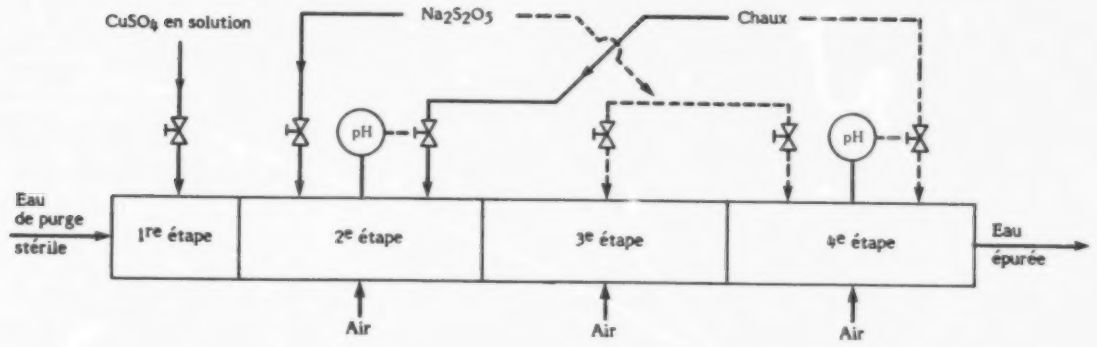


FIGURE 8 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE McBEAN

On ne traite que les eaux de purge stériles; le circuit de traitement se compose d'un bassin de flottation à quatre compartiments: le premier a une capacité de 2 m^3 et les trois autres ont une capacité de 6 m^3, ce qui fait au total 20 m^3. Dans le premier compartiment, on ajoute une solution de sulfate de cuivre aux eaux à traiter; dans le deuxième, on ajoute une solution de bisulfite de sodium et une bouillie de chaux (pour ajuster le pH). Au débit normal, soit 200 l/mn, le temps de séjour nominal dans ces conditions est de 30 minutes, ce qui suffit pour que s'achèvent les réactions qui éliminent le cyanure. Le pH est ajusté à 8,5; on souffle de l'air, à raison de 1 l/mn/l de volume du réacteur. Le pH est constant; il en va de même des débits de l'air, du bisulfite et des eaux brutes. On juge de l'efficacité du traitement par la couleur des eaux traitées et les résultats des dosages de cyanure. (Voir les tableaux 16 et 17 sur l'efficacité du traitement et sur les coûts et frais ainsi que le tableau 18 sur les coûts d'élimination.)

TABLEAU 16 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT (MINE McBEAN)

	Composant (mg/l)					
	CN_D	CN_T	Cu	Fe	Zn	As
Eau brute	225	366	35,5	45,8	62	4,1
Eau épurée	0,16	0,69	0,60	0,27	0,30	0,23
% d'élimination	99,9	99,8	98,3	99,4	99,5	94,4

TABLEAU 17 COÛT EN CAPITAL ET FRAIS D'EXPLOITATION (MINE McBEAN)

Coût en capital (selon les estimations)	167 000 $ CAN
(en supposant un équipement neuf; les pièces utilisées à la mine McBean étaient usagées)	
Frais d'exploitation	
Produits chimiques*	42 525 $
Approvisionnement divers	
Main-d'oeuvre**	42 525 $
Redevances	36 450 $
	121 500 $

* 32 tonnes de chaux; 63,75 tonnes de métabisulfite de sodium; 1,716 kg de sulfate de cuivre.

** La main-d'oeuvre représente 15 p. 100 du temps d'exploitation, c'est-à-dire 2169 h x 0,15 = 325 h.

TABLEAU 18 DÉTAIL DES COÛTS D'ÉLIMINATION DU CYANURE (MINE McBEAN)

Quantité éliminée	8,28 t
Quantité d'eau épurée	22 123 m^3
Coût/kg de cyanure éliminé	14,63 $
Coût/t de minerai*	0,52 $
Élimination du cyanure	
Dosage du SO_2 (1er réacteur)	500 ml/mn
pH (1er réacteur)	8,5
Élimination de l'antimoine	
Rapport Fe/Sb (à raison de 100 g de Fe par litre)	10:1
Dosage du sulfate ferrique en solution	1,7 à 2,5 l/mn
pH (réacteur nº 1)	7,8

* 231 284 t de minerai préparées.

Mine Golden Giant de Noranda. On peut traiter 2300 tonnes de minerai par jour; on se sert du procédé au charbon. Les résidus et les eaux d'exhaure sont envoyés dans un bassin de retenue. C'est le surnageant qui est traité (voir la figure 9). Les eaux épurées sont déversées dans le lac Lim. Les eaux brutes contiennent du cyanure, du cuivre, du zinc, du nickel et de l'antimoine. Les installations de traitement comportent un circuit séparé du même genre que ceux employés pour l'élimination de l'arsenic. L'antimoine est éliminé par réaction - coprécipitation au moyen de sulfate ferrique et de chaux. Le sulfate ferrique provient d'un bain de décapage usé; ce dernier contient 100 g de fer par litre (voir les tableaux 19 et 20 sur l'exploitation et l'efficacité du traitement).

TABLEAU 19 DONNÉES D'EXPLOITATION (MINE GOLDEN GIANT)

Débit d'entrée (eau brute)	190 m^3/h
Rapport SO_2/CN_T (SO_2 liquide à 100 %)	6-7:1
Rapport Cu/CN_T (15 mg/l de solution)	0,5:1

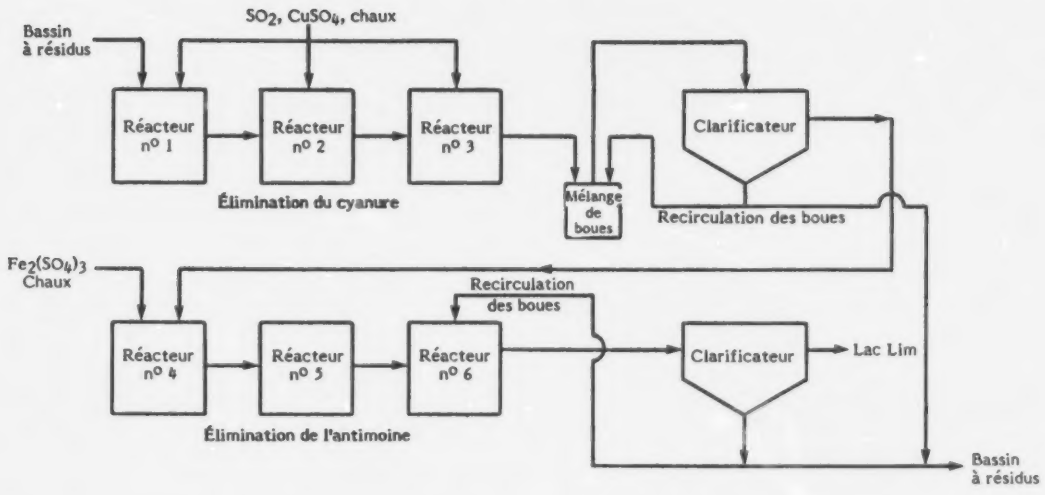


FIGURE 9 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE GOLDEN GIANT

TABLEAU 20 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT* (MINE GOLDEN GIANT)

	Composant (mg/l)			
	CN_T	Cu	Fe	Sb
Eau brute	50	5,5	5,1	11,2
Eau épurée	0,1	0,04	0,04	2,7
% d'élimination	99,8	99,3	99,2	75,9

* Essai effectué en avril 1986 avec du SO_2 et du sulfate ferrique.

Mine Con. 700 tonnes de minerai sont traitées chaque jour; on utilise le procédé Merrill Crowe. Depuis février 1986, l'élimination du cyanure se fait au moyen de peroxyde d'hydrogène (voir la figure 10). Il a longtemps fallu griller le minerai car il

contenait de l'arsénopyrite. Les vapeurs d'arsenic étaient recueillies dans des épurateurs et pompées jusqu'à un bassin de béton fermé. On ne fait plus de grillage depuis 1970. En 1982, la demande d'arsenic ayant augmenté, on a aménagé une usine de récupération du trioxyde d'arsenic. Les eaux usées de cette usine sont déversées dans les mêmes installations d'élimination que les résidus de cyanuration. Le traitement se fait donc en deux étapes comme à la mine Giant Yellowknife: à la première étape, on élimine le cyanure et le cuivre; à la seconde, on élimine l'arsenic.

L'oxydant employé dans la première étape, en l'occurrence le peroxyde d'hydrogène, sert non seulement à éliminer le cyanure, mais aussi à oxyder l'arsénite en arséniate, ce dernier composé précipitant avec du fer ferrique durant la seconde étape. Le traitement se fait dans trois réacteurs aménagés en série. On pompe le trop-plein du bassin à résidus avec du sulfate de cuivre comme catalyseur et on déverse le tout dans le premier réacteur où se fait le traitement au peroxyde d'hydrogène. Le trop-plein de ce réacteur se déverse dans le deuxième réacteur, où l'on ajoute une solution de sulfate ferrique et de la chaux pour ajuster le pH à 7 ou 8. Les effluents de ce réacteur se déversent dans un troisième bassin, où ils séjournent un certain temps pour que la réaction s'achève. Finalement, le trop-plein de ce troisième réacteur, une fois qu'on y a ajouté un floculant, est envoyé dans un clarificateur. Une grande partie du liquide qui reste après la clarification est renvoyée au deuxième bassin, tandis que le reste est pompé jusqu'au bassin à résidus. Le trop-plein de clarification est traité et rejeté dans le milieu naturel (voir les données des tableaux 21 et 22 sur l'exploitation et l'efficacité du traitement).

TABLEAU 21 DONNÉES D'EXPLOITATION (MINE CON)

Débit d'entrée (eau brute)	272 m^3/h		
Réacteur	1	2	3
Volume (l)	91 000	91 000	114 000
Temps de séjour (mn)	20	20	25
Rapport fer/arsenic		10:1	

TABLEAU 22 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT* (MINE CON)

	Composant (mg/l)			
	Cu	As	CN_D	CN_T
Eau brute	3	27	2	3
Eau épurée	0,15	0,33	0,22	0,28
% d'élimination	95,0	98,8	89,0	90,7

* Septembre 1986.

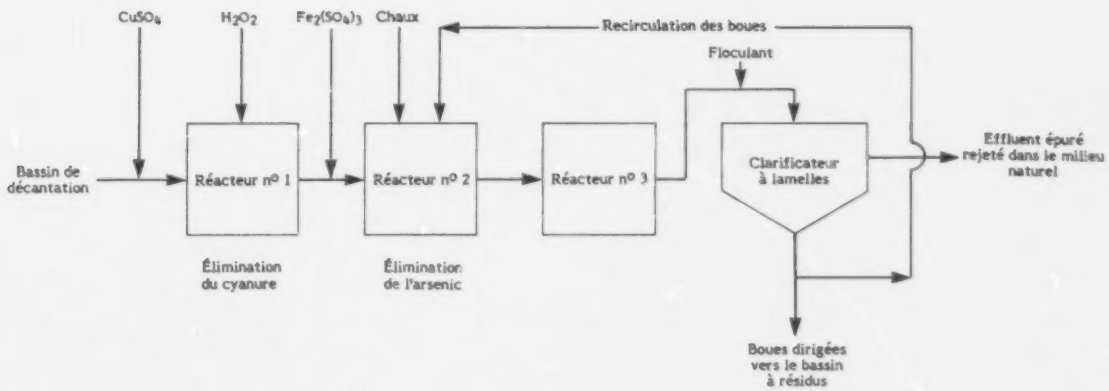


FIGURE 10 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE CON

Mine Teck-Corona. La mine Teck-Corona est située dans la région d'Hemlo. On y traite environ 1000 tonnes de minerai par jour. Les installations d'élimination des résidus occupent une superficie d'environ 35 hectares. On récupère du bassin à résidus de 50 à 70 p. 100 de l'eau nécessaire à la préparation du minerai. On traite l'excès de surnageant pour en éliminer le cyanure, l'arsenic, l'antimoine et les métaux lourds, notamment le molybdène, avant de le rejeter dans le lac Lim (figure 11). À mesure que l'été avance, il s'élimine de plus en plus de cyanure par dégradation naturelle, si bien que la concentration de ce composé finit par baisser en deçà de la valeur recommandée dans les lignes directrices ontariennes. On arrête alors l'élimination du cyanure, mais on continue d'éliminer les autres substances.

Le circuit de traitement comporte trois bassins, mesurant chacun 4 m de diamètre et 4,28 m de profondeur, et un clarificateur Eimco de 9,75 m de diamètre et 3,55 m de profondeur. Les deux premiers bassins servent à l'élimination du cyanure; c'est dans le troisième que s'opère la réaction de précipitation - coprécipitation par laquelle l'arsenic et les métaux lourds sont éliminés. On ajuste le pH dans les deux premiers bassins avec de la chaux; dans le premier bassin, on ajoute en plus du peroxyde d'hydrogène et du sulfate de cuivre. Dans le troisième bassin, on ajoute du fer sous forme de sulfate ferrique. Enfin, on fait baisser le pH du trop-plein du clarificateur de 8,5 à 7,5 en y ajoutant de l'acide sulfurique pour réduire l'effet toxique de l'ammoniac. (Voir les tableaux 23 et 24 sur l'exploitation et l'efficacité du traitement.)

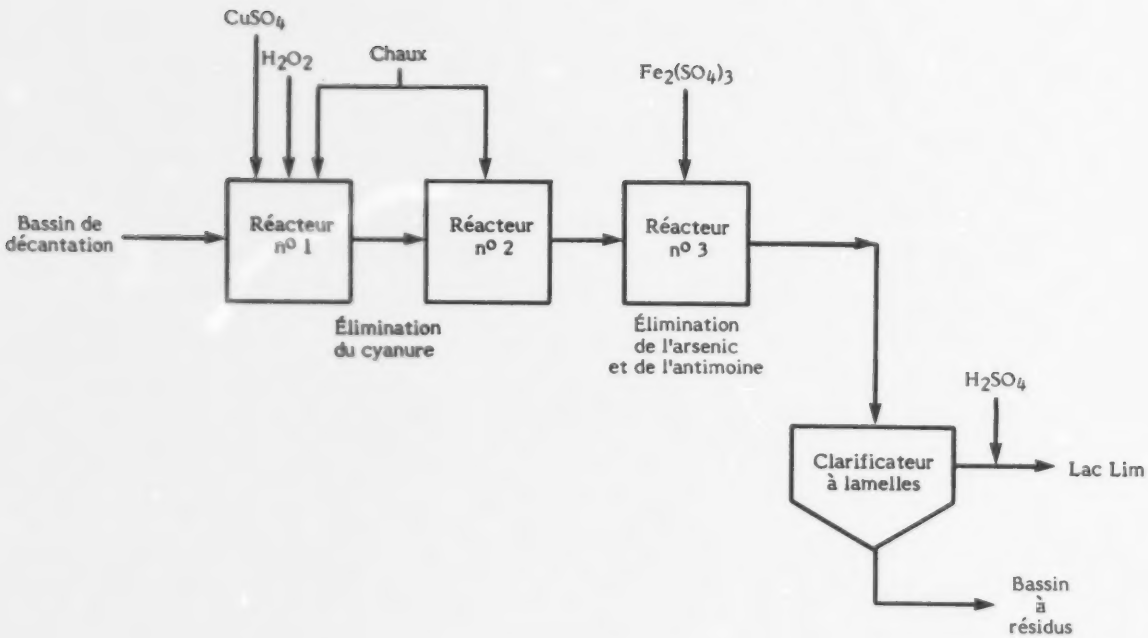


FIGURE 11 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE TECK-CORONA

TABLEAU 23 PARAMÈTRES D'EXPLOITATION (MINE TECK-CORONA)

Tonnage de minerai préparé	1000 t/j
Débit d'eau brute (à épurer)	100 - 150 m^3/h
Temps de séjour (par réacteur)	20 mn

TABLEAU 24 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT* (MINE TECK-CORONA)

	Composant (mg/l)			
	CN_D	CN_T	CNO	CNS
Eau brute	2,35	2,9	36,9	6,4
Eau épurée	0,10	0,53	42,3	3,5
% d'élimination	95,7	81,8		45,0

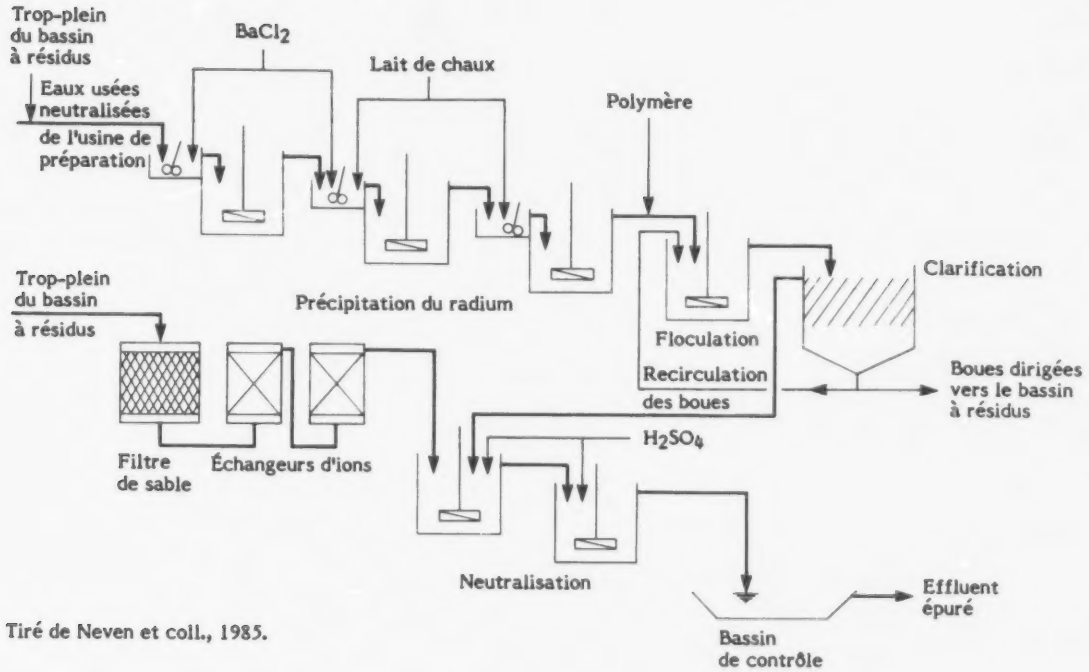
	Composant (mg/l)					
	Cu	Zn	Fe	As	Mo	Sb
Eau brute	0,89	0,042	1,10	0,035	0,44	0,047
Eau épurée	0,47	0,006	1,00	0,005	0,38	0,040
% d'élimination	47,3	84,5	9,0	86,6	13,2	15,0

* Les taux d'élimination du cyanure, des composés du même genre et des métaux ont été calculés à partir de la moyenne des résultats obtenus à l'analyse d'échantillons prélevés au hasard, une fois par semaine, en mai 1986.

5.4.4 Élimination du radium. Le lecteur trouvera à la figure 12 un schéma descriptif du procédé qu'on emploie pour éliminer le radium-226 des eaux usées à la mine d'uranium de Key Lake, dans le nord de la Saskatchewan (Neven et coll., 1985).

Pour éliminer le radium qui reste dans les eaux usées de l'usine de préparation après neutralisation, on se sert de deux procédés:

- On fait une précipitation classique pour éliminer le radium des eaux usées neutralisées.
- L'excédent d'eau du bassin à résidus subit un traitement d'appoint dans un échangeur d'ions.



Tiré de Neven et coll., 1985.

FIGURE 12 ÉPURATION DES EAUX USÉES À LA MINE KEY LAKE

Dans le circuit de traitement ordinaire, on fait coprécipiter le radium et le sulfate de baryum dans une série de bassins de précipitation. On fait ensuite floculer le précipité avant d'envoyer les eaux dans un clarificateur pour une séparation solide-liquide. On neutralise le trop-plein du clarificateur en y ajoutant de l'acide sulfurique, puis on le déverse dans un bassin de contrôle avant de le rejeter. Les boues de clarification sont éliminées dans le bassin à résidus.

L'échangeur d'ions est une installation d'appoint qui permet d'abaisser la teneur en radium à sa valeur minimale. Les effluents clairs des bassins à résidus sont filtrés, puis on les fait passer dans deux échangeurs d'ions qui captent le radium; la teneur en radium-226 des eaux ainsi traitées est inférieure à 0,2 Bq/l. Ces eaux sont également déversées dans le bassin de contrôle après neutralisation. La résine épuisée est éliminée dans le bassin à résidus.

TABLEAU 25 EFFICACITÉ DU TRAITEMENT (MINE D'URANIUM DE KEY LAKE)

Circuit		Élimination		
		Ra-226 (Bq/l)	As (mg/l)	Ni (mg/l)
Ordinaire	- Entrée	1 - 5	2 - 3	10 - 20
	- Sortie	0,01 - 0,15	0,2 - 0,3	< 0,25
Appoint	- Entrée	1 - 4	0,05 - 0,40	0,1 - 0,4
	- Sortie	< 0,2		

5.5 Qualité des eaux traitées

On trouvera au tableau 26 des données sur la qualité des eaux traitées par divers procédés dans diverses mines du Canada.

TABLEAU 26 EXEMPLES DE LA QUALITÉ DES EAUX TRAITÉES DANS LES MINES CANADIENNES

	Mines de métaux communs: installations de traitement des eaux d'exhaure	Mines de métaux communs: trop-plein du bassin à résidus	Mines d'or		Effluent traité de mines d'uranium
			Effluent traité Mine A	Effluent traité Mine B	
pH	9,5	9,5			
Cyanure (mg/l)			0,3	0,02	
Arsenic (mg/l)		< 0,01		0,38	0,2-0,3
Cuivre (mg/l)	< 0,02	< 0,05		0,04	< 0,05
Fer (mg/l)	1,4	< 1,0	0,6		
Plomb (mg/l)	< 0,05	< 0,1		0,02	< 0,05
Nickel (mg/l)			< 0,1	0,05	< 0,25
Zinc (mg/l)	0,2	< 0,2	< 0,1	0,05	< 0,05
Radium-226 (Bq/l)					0,01-0,15

6 LA GESTION DES EAUX USÉES EN FIN D'EXPLOITATION ET APRÈS LA FERMETURE DÉFINITIVE DE LA MINE

6.1 Introduction

À la fermeture, la plupart des exploitations minières laissent en place les éléments suivants:

- chantiers abandonnés (souterrains ou à ciel ouvert);
- amas de stériles;
- bassin à résidus;
- équipement et infrastructure (routes, usine de préparation du minerai, etc.);
- installations de collecte des eaux de ruissellement et installations de traitement.

Normalement, les conditions à remplir quant à la sécurité et à la stabilité physique des mines fermées sont stipulées dans les règlements appliqués dans la province (ou le territoire) où se trouve la mine. Dans bien des cas, la loi prévoit aussi la restauration des lieux, c'est-à-dire la reconstitution de la couverture végétale là où le terrain a été modifié par des travaux d'exploitation. Ce qui compte le plus lorsqu'on détermine s'il est nécessaire d'aménager des installations de traitement à long terme en fin d'exploitation, c'est de savoir si les stériles, les résidus et toutes les autres substances exposées peuvent s'acidifier.

6.2 Mines sans résidus acidifiables

S'il n'y a pas de résidus acidifiables, il faut restaurer les lieux de façon à pouvoir abandonner la mine sans qu'il soit nécessaire d'aménager d'installations pour traiter les eaux usées à long terme. La restauration vise alors les buts suivants:

- prévention de l'érosion par le vent ou l'eau;
- réutilisation du terrain pour des fins agricoles ou autres, restauration de l'habitat faunique;
- aménagement des lieux de façon qu'ils ne présentent pas de danger et que le paysage soit acceptable.

Pour atteindre ces objectifs, il faut ordinairement s'assurer que les pentes ont l'inclinaison adéquate et qu'elles sont recouvertes et stabilisées de façon que la charge en sédiments des eaux de ruissellement soit limitée. La reconstitution de la couverture végétale est souvent un élément important du plan de restauration; il est rare qu'elle pose vraiment des difficultés techniques lorsque les pentes ont une inclinaison raisonnable et que le terrain est propice à la croissance végétale.

6.3 Mines à résidus acidifiables

Si des stériles, des résidus ou un terrain découvert (par exemple la paroi d'un puits à ciel ouvert) recélant de la pyrite ou d'autres minéraux sulfurés sont laissés sans protection, les eaux d'exhaure peuvent se polluer. Si l'on ne réussit pas à enrayer ce processus, il se peut que les eaux polluées requièrent un traitement sans fin.

À long terme, il peut être très coûteux d'entretenir des installations pour recueillir ces eaux ainsi que des circuits de neutralisation à la chaux et d'élimination des boues, surtout dans les lieux éloignés où cela peut signifier qu'il faut entretenir des voies d'accès pour les préposés et pour la livraison des réactifs.

Il faut déterminer le plus tôt possible ce que signifie concrètement l'aménagement d'installations de collecte et de traitement des eaux d'exhaure en fin d'exploitation: cela incitera à prendre toutes les mesures nécessaires pour limiter le volume et le degré de pollution des eaux qu'il faudra traiter. Cette question devrait être examinée avant l'ouverture d'une nouvelle mine, dans l'évaluation de la faisabilité et dans l'élaboration du plan d'exploitation.

Dans la planification de la gestion des déchets après la fermeture de l'exploitation, il faut chercher des moyens de réduire le volume et la pollution des eaux d'exhaure acides de façon qu'un traitement passif des eaux résiduaires suffise. Lorsqu'aucun traitement mécanique n'est nécessaire, on évite les problèmes que peuvent poser l'entretien des voies d'accès, la livraison des réactifs, l'élimination des boues et l'entretien des installations. Cet objectif n'a encore jamais été atteint dans les exploitations canadiennes où les résidus sont acidifiables, mais on se propose d'étudier différents procédés de traitement passif, notamment l'adsorption au moyen d'algues, dans le cadre du Programme d'étude des résidus acidifiables (RAT) (voir 6.5.2).

L'épandage de neutralisants comme la chaux ou le calcaire sur les amas de stériles ou de résidus est rarement un moyen pratique de prévenir l'acidification des eaux d'exhaure.

6.3.1 Technologie de pointe. Au degré de perfectionnement actuel, la gestion des eaux usées en fin d'exploitation dans une mine à résidus acidifiables se traduit par l'aménagement d'installations pour recueillir et traiter les eaux d'exhaure acides pendant une période prolongée. Il n'existe aucune méthode d'application générale qui permette de fermer ce genre de mine sans avoir à aménager des installations de traitement permanentes, si l'on désire des effluents de qualité conforme aux normes.

Les mesures décrites ci-dessous permettent de réduire au minimum le coût de la collecte et du traitement à long terme.

- Veiller à ce que tous les résidus acidifiables soient gardés dans des conditions contrôlées et s'assurer qu'ils ne sont pas employés, que ce soit au stade de l'aménagement ou au stade de l'exploitation.
- Inonder autant que possible les puits et les chantiers pour prévenir l'acidification.
- Placer les stériles dans des lieux où il est possible d'empêcher le ruissellement et l'infiltration.
- Si l'on trouve des matériaux adéquats sur place, couvrir les stériles de masques étanches au fur et à mesure que les amas s'élèvent, de façon à restreindre la pénétration de l'air et de l'eau (surtout de l'air) et, de la sorte, l'oxydation des produits sulfurés.
- Aménager un réseau de captage des eaux d'exhaure qui permette de séparer les eaux polluées des eaux propres dans la mesure du possible. La capacité du réseau doit se calculer en fonction de l'intensité et de la durée des phénomènes de ruissellement évaluées d'après des données statistiques acceptées.
- Limiter l'oxydation des résidus sulfurés en les recouvrant ou en inondant le terrain où ils sont stockés (voir 6.5.2).
- Épurer les eaux d'exhaure résiduaires (voir 6.3.2) avant de les rejeter.

6.3.2 **Traitement après la fermeture de l'exploitation.** Dans les mines à produits acidifiables, le traitement des eaux usées après la fermeture de l'exploitation sert à neutraliser l'acide et à éliminer les métaux (voir 4.1). À ce stade, il n'est évidemment plus question de traiter les résidus de préparation. Or, comme les bassins à résidus ne sont plus en exploitation, il n'est généralement plus possible d'y envoyer les boues résultant du traitement des eaux acides comme on le fait lorsque la mine est ouverte.

Après la fermeture de la mine, la gestion des boues d'épuration des eaux acides vise les mêmes buts que durant l'exploitation:

- Réduire au minimum le volume à traiter en séparant les eaux polluées des eaux propres et limiter autant que possible l'acidification.
- Réduire le volume de boues produit en traitant les eaux par le procédé des boues de forte densité (voir 4.1.6).
- Éliminer les boues épaissies dans un milieu chimiquement stable où les métaux et les autres substances qu'elles contiennent ne se dissoudront pas.

Les boues d'épuration doivent être éliminées de façon définitive; on a le choix entre différents moyens, mais les conditions particulières avec lesquelles il faut composer comptent pour beaucoup:

- Décharge ou autre type d'installation d'élimination, hors de l'exploitation;
- Décharge sur place;

- Bassins de lagunage sur place;
- Immersion dans des puits ou des chantiers inondés, si le milieu peut être maintenu alcalin.

Dans la plupart des exploitations à produits acidifiables, les eaux d'exhaure polluées sont plus abondantes et plus polluées durant la période d'exploitation, c'est-à-dire avant la mise en oeuvre des mesures définitives de restauration (comme l'inondation des puits ou l'aménagement d'une couche de protection imperméable suivi de la reconstitution de la couverture végétale sur les amas de stériles). Il est donc difficile, souvent, de déterminer à l'avance les caractéristiques des eaux qu'il faudra traiter après la fermeture de l'exploitation.

Pour surmonter cette difficulté, on recommande premièrement de faire une restauration progressive, en commençant dès l'ouverture de la mine, et de traiter autant de sources de pollution que possible durant la période d'exploitation; deuxièmement, on conseille d'installer sur place des appareils de mesure qui permettront de connaître la teneur en polluants des eaux de chacune des sources (c'est-à-dire qu'on mesure non seulement les teneurs en polluants, mais aussi le volume de pollution). En procédant ainsi, on est non seulement à même d'établir un ordre de priorité dans les mesures de restauration à appliquer, mais aussi d'estimer la teneur en métaux et l'acidité totale des eaux qu'il faudra traiter après la restauration définitive.

6.4 Mines d'uranium

La plupart du temps dans les mines d'uranium où les stériles et les résidus ne sont pas sulfurés mais contiennent des radionucléides, il faut couvrir ces produits de façon à former une surface stable qui résistera à l'érosion causée par le vent ou par les eaux de ruissellement.

À la mine de Beaverlodge (Eldorado City), on a rejeté les déchets contenant des radionucléides dans les anciens chantiers ou on les a recouverts d'une couche de matériau inerte pris sur place, d'une épaisseur de 0,6 m. Les installations d'élimination de résidus qui n'étaient pas submergées ont été recouvertes d'une couche de 0,6 m de roche ou encore vidées, les résidus étant immergés. La dose de radiation maximale est de 5 mSv/a pour les visiteurs occasionnels et de 50 mSv/a pour les personnes qui travaillent sur les lieux. Il n'y a aucune installation pour éliminer le radium ou les autres radionucléides que peuvent contenir les eaux usées. De même à la mine Bancroft, une mine d'uranium située près de Peterborough (Ontario) où il n'y a pas de produit acidifiable, il se pourrait qu'il ne soit pas nécessaire d'aménager ce genre d'installation.

Dans les mines d'uranium où il y a des produits acidifiables, il faut des installations pour la neutralisation des eaux acides et l'élimination des métaux après la fermeture de l'exploitation, comme il est expliqué en 6.3. Par ailleurs, ce sont des facteurs locaux qui déterminent la nécessité d'un traitement permanent au chlorure de baryum pour éliminer le radium.

6.5 Fermeture des installations de retenue de résidus

Selon la stabilité à long terme des résidus, au point de vue chimique et physique, les installations de retenue se répartissent en trois catégories (une installation peut chevaucher plusieurs catégories):

- résidus chimiquement stables;
- résidus sulfurés acidifiables;
- résidus radioactifs.

Examinons les principaux aspects de la restauration de ces installations.

6.5.1 Résidus chimiquement stables. Dans un grand nombre d'exploitations canadiennes, les résidus sont chimiquement stables, si bien que les eaux d'infiltration et de ruissellement ne se polluent pas. En général, il suffit d'appliquer de l'engrais et d'autres amendements pour reconstituer une couverture végétale durable. Les problèmes essentiels à régler à la fermeture de l'exploitation sont alors les suivants:

- Intégrité des ouvrages de retenue au point de vue géotechnique.
- Propagation des eaux de surface.
- Stabilisation de la surface (habituellement par la reconstitution de la couverture végétale) pour empêcher l'érosion due au vent et aux eaux de ruissellement.

En général, on peut régler ces questions dès la conception des installations; le plus important est la conformation définitive de la surface des dépôts de résidus (voir 5.1.5) en fonction de la propagation des eaux de drainage après la fermeture de l'exploitation. La solution retenue dépend des précipitations nettes dans le secteur, des dispositifs d'évacuation installés et de la possibilité de constituer une surface stable qui ne retient pas l'eau.

Lorsque la masse d'eau est contigue à la digue, il peut être possible d'aménager un déversoir permanent pour évacuer les eaux de drainage qui s'écoulent dans le bassin. Dans certains cas, il peut être nécessaire de former des amas arrondis en déversant les résidus au boyau depuis le centre du bassin en cours des dernières années d'exploitation, ou encore de remblayer le terrain avec des déchets de roche ou avec un autre matériau se trouvant à proximité.

6.5.2 Résidus acidifiables. On cherche encore des moyens de combattre les effets à long terme des eaux d'infiltration et de ruissellement polluées dans les installations où les résidus contiennent des sulfures oxydables.

La méthode la plus employée jusqu'ici consiste à reconstituer la couverture végétale afin de limiter la pénétration de l'air et de l'eau dans les résidus. Ce procédé ne règle pas le problème de l'acidification, mais il permet de stabiliser la surface des dépôts de résidus. Il est souvent coûteux, car il faut normalement une couverture mixte de matériau perméable pour empêcher l'acide formé dans les résidus de remonter par action capillaire, sinon les racines des plantes seront détruites.

Dans l'état actuel des connaissances, il n'existe pas de méthode universelle pour fermer les installations de retenue de résidus acidifiables. C'est pourquoi CANMET a entrepris en 1985 un programme quinquennal de recherche appliquée, le Programme d'étude des résidus acidifiables (RAT). CANMET en assure le financement en collaboration avec l'industrie et le gouvernement fédéral ainsi que certains gouvernements provinciaux. Le champ d'étude a été élargi aux problèmes que posent les stériles acidifiables.

Il semble que l'inondation des installations, lorsque la chose est possible, permet de stopper la réaction d'oxydation; ce procédé sera étudié de façon plus poussée. Si l'inondation est impossible, il faut bien protéger la surface des dépôts de résidus au moyen d'un organe d'étanchéité pour restreindre la pénétration de l'air et de l'eau et recueillir les eaux d'infiltration résiduaires pour les traiter.

Dans la conception et le choix du mode d'exploitation d'une installation de retenue de résidus acidifiables, il faut tenir compte du fait qu'il sera probablement nécessaire de prendre des mesures correctives et chercher à en limiter le coût à long terme dès la planification. Parmi les mesures à envisager, mentionnons les suivantes.

- Appliquer un revêtement de faible perméabilité pour limiter les infiltrations;
- Employer des matériaux peu perméables et chimiquement stables dans les ouvrages de retenue.
- Opter pour un bassin et une digue contigus pour faciliter l'inondation.
- Restreindre le plus possible la superficie de retenue pour limiter les frais de restauration.
- Déterminer quels matériaux se trouvant sur place peuvent servir à masquer les dépôts de résidus s'il n'est pas indiqué ou s'il est impossible de les inonder.
- Traiter les eaux d'infiltration résiduaires polluées par un procédé passif.

Il faudrait suivre le progrès du Programme d'étude des résidus acidifiables (RAT) pour voir s'il est possible d'améliorer la gestion à long terme des résidus acidifiables.

6.5.3 Résidus radioactifs. Les résidus des mines d'uranium peuvent contenir des sulfures non tamponnés, ce qui les rend vulnérables à l'acidification, ainsi que du radium et d'autres radionucléides. Il faut donc envisager l'application des mesures décrites aux paragraphes 6.5.1 et 6.5.2, en plus de celles qu'il faut prendre pour limiter de façon durable les rayonnements radioactifs et la contamination des eaux par les radionucléides. On consultera à ce sujet les publications que le ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources a produites dans le cadre du Programme national de recherche sur les résidus d'uranium (PNRRU).

BIBLIOGRAPHIE

Ackman, T.E., *Sludge Disposal from Acid Mine Drainage Treatment*, U.S. Bureau of Mines Investigations, rapport n° RI8672, 25 p., 1982.

Adams, L.M. et J.R. Lipscomb, *Evaluation of Mine Seals Constructed in 1967 at Elkins*, Randolph County, WV, U.S. Bureau of Mines, rapport n° 8852, 29 p., 1980.

Ainsworth, C.C. et R.W. Blanchar, Sulphate Production in Pyritic Pennsylvanian Aged Shales, *J. Environ. Qual.*, 13, 2, p. 193-196, 1984.

Bruynesteyn, A. et R.P. Hackl, Evaluation of Acid Production Potential of Mining Waste Materials, *Minerals and the Environment*, 4, p. 5-8, 1984.

Bucek, M.F., J.L. Emel, C.A. Petrus et J.A. Schad, Evaluation of the Environmental Effectiveness of Close Down Procedures - Eastern Underground Coal Mines, *Proceedings 6th Symposium on Coal Mine Drainage Research*, Lousville (KY), p. 285-289, 1976.

Buckley, A.N. et R. Woods, An X-Ray Photoelectron Spectroscopic Study of the Oxidation of Chalcopyrite, *Aust. J. Chem.*, 37, p. 2403-13, 1984.

Burris, J.E., (éd.), *Treatment of Mine Drainage by Wetlands*, Pennsylvania State University, University Park (PA), 1984.

Caruccio, F.T., Estimating the Acid Potential of Coal Mine Refuse, *The Ecology of Resource Degradation and Renewal*, Blackwell Scientific, Londres, p. 197-205, 1975.

Caruccio, F.T., *The Nature, Occurrence and Prediction of Acid Mine Drainage from Coal Strip Mines*, A study guide for a mini-course; 1984 National Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 1984.

Caruccio, F.T. et G. Geidel, The Effect of Plastic Liner on Acid Loads: DLM Site, *Proceedings Surface Mining and Water Quality, 4th W. Va. Surf. Mine Drainage Task Force Symp.*, Clarksburg (WV), 9 p., 1983.

Caruccio, F.T. et G. Geidel, Induced Alkaline Recharge Zones to Mitigate Acidic Seeps, *Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology*, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), p. 43-47, 1984.

Caruccio, F.T. et G. Geidel, Acid Mine Drainage: Surface Mine Treatment and In-situ Abatement Technology, *Rural Issues: Coal Mining and Abandoned Land Reclamation*, USEPA 440/5-85-001, Washington (DC), p. 307-310, 1985.

Caruccio, F.T., G. Geidel et A. Pelletier, The Assessment of a Stratum's Capability to Produce Acid Drainage, *Proceedings Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 437-443, 1980.

Cathles, L.M., Predictive Capabilities of a Finite Difference Model of Copper Leaching in Low Grade Industrial Sulfide Waste Dumps, *Math. Geol.*, 11, 2, p. 175-190, 1979.

Chan, E., T.A. Bursztynsky, N. Hantzsche et Y.J. Litwin, *The Use of Wetlands for Pollution Control*, EPA-600/2-82-086, 1982.

Crance, R.C., L.T. Kardos et E.J. Ciollcosa, The Effect of Soil on the Renovation of Acid Coal Mine Drainage Water, *J. Env. Qual.*, 9, 4, p. 621-626, 1980.

Davis, G.B. et A.I.M. Ritchie, A Model of Pyritic Oxidation in Waste Rock, *Proceedings Mining, Milling and Waste Treatment including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining*, Darwin, Australie, p. 22-1 à 22-13, 1983.

Devuyst, E.A., B.R. Conard et W. Hudson, *Commercial Operation of Inco's SO_2/Air Cyanide Removal Process*, Conference on Cyanide and the Environment, Tucson (AZ), 1984.

Dollhopf, D.J., Characterization and Selective Placement of Inhibitory Overburden Material in Montana, *Proceedings Canadian Land Reclamation Association Fourth Annual Meeting*, Regina, 1979.

Eger, P. et K. Lapakko, The Leaching and Reclamation of Low Grade Mineralized Stockpiles, *Proceedings 1981 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 157-165, 1981.

Eger, P., K. Lapakko et A. Weir, *Heavy Metals Study - 1980 Progress Report on the Field Leaching and Reclamation Program*, Minnesota Department of Natural Resources, p. 31, 1981.

Environnement Canada, *Thiosalts and Their Measurement in Mine/Mill Effluents of Northeastern New Brunswick*, Service de la protection de l'environnement, rapport EPS-5-AR-77-8, Environnement Canada, Ottawa, 1977.

Environnement Canada, *Élimination du radium-226 des effluents des mines d'uranium*, Service de la protection de l'environnement, rapport EPS 3/HA/3, Environnement Canada, Ottawa, 1984.

EPA, *Design Manual: Neutralization of Acid Mine Drainage*, EPA-600/2-83-001, 231 p., 1983.

Farmer, E.E. et B.Z. Richardson, *Acid Mine Waste Revegetation: Influence on Soil - Water Quality*, United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Research Paper INT-266, 8 p., 1981.

Ferguson, K.D., *Static and Kinetic Methods to Predict Acid Mine Drainage*, Environnement Canada, Ottawa, 1985.

Ferguson, K.D. et P.M. Erickson, Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage, *Environmental Impact and Management of Mine Tailings and Dredged Materials*, Salomans, W. et U. Forstner (éd.), Springer Verlag, Heidelberg, RFA, 1986.

Ferguson, R.B. et H.E. Walker, Cyanide Destruction Process, *Can. Pat.*, 1,183,617, 1985.

Geidel, G., Alkaline and Acid Production Potentials of Overburden Material: The Rate of Release, *Reclaim Rev.*, 2, p. 101-107, 1980.

Geidel, G. et F.T. Caruccio, Acid Drainage Response to Surface Limestone Layers, *Proceedings 1982 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 403-406, 1982.

Geidel, G. et F.T. Caruccio, A Field Evaluation of the Selective Placement of Acidic Material within the Backfill of a Reclaimed Coal Mine, *Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 122-131, 1984.

Gersberg, R.H., S.R. Lyon, B.V. Elkins et C.R. Goldman, *The Removal of Heavy Metals by Artificial Wetlands*, EPA-600/D-84-258, 1984.

Gilmore, A., *The Ion Exchange Removal of Cyanide from Gold Mill Wastes for Environmental Benefit*, CANMET, rapport MRP/MSL 76-261R, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa, 1976.

Goldblatt, E., Recovery of Cyanide from Waste Cyanide Solutions by Ion Exchange, *Ind. and Eng. Chem.*, 48, p. 2107-44, 1956.

Groudev, S.N., *Oxidation of Zinc Sulphides by* Thiobacillus ferrooxidans *and* Thiobacillus thiooxidans, Comptes rendus de l'Académie bulgare des sciences, 36, 1, p. 105-108, 1983.

Halbert, B.E., M. Sharer, R.A. Knapp et D.M. Gorber, Determination of Acid Generation Rates in Pyritic Mine Tailings, *Proceedings 56th Annual Conference of Water Pollution Control Federation*, p. 15, 1983.

Halverson, G. et B. Cross, *Wastewater Treatment at Giant Yellowknife Mines Limited*, CIM 8th District Six-1983 Annual Meeting, 1983.

Hamilton, R. et W.W. Fraser, A Case History of Natural Underwater Revegetation : Mandy Mine High Sulphide Tailings, *Reclamation Review*, 1, p. 61-65, 1978.

Harries, J.R. et A.I.M. Ritchie, *The Impact of Rehabilitation Measures on the Physiochemical Conditions within Mine Wastes Undergoing Pyritic Oxidation*, International Symposium on Biohydrometallurgy, Vancouver, 1985.

Hawley, J.R., *The Use, Characteristics and Toxicity of Mine/Mill Reagents in the Province of Ontario*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, 1977.

Herrmann, J.G., *Water Infiltration Control to Achieve Mine Water Pollution Control -The Dents Run Watershed Demonstration Project*, EPA-600/PS7-80-128, Cincinnati (Ohio), 6 p., 1980.

Hinkle, K.R., *Reclamation of Toxic Mine Waste Utilizing Sewage Sludge: Contrary Creek Demonstration Project, Addendum Report*, EPA-600/S2-84-016, Cincinnati (Ohio), 4 p., 1984.

Hoffman, M.R., B.C. Faust, F.A. Panda, H.H. Kuo et H.M. Hsuchiga, Kinetics of the Removal of Iron Pyrite from Coal by Microbial Catalysis, *Applied and Environmental Microbiology*, 42, 2, p. 259-271, 1981.

Holm, J.D. et S. Jones, Passive Mine Drainage Treatment: An Effective Low-Cost Alternative, *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 115-120, 1985.

Huck, P., *Lixiviabilité du radium-226 des boues de sulfate de baryum-radium*, Centre canadien des ressources minérales et énergétiques, Ottawa, 1985.

Hussain, A., *The Cy-Tech System*, Cy-Tech Inc., Mississauga, Canada.

Infanger, M. et W.C. Hood, Positioning Acid - Producing Overburden for Minimal Pollution, *Proceedings Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 1980.

Ingles, J. et J.S. Scott, *State-of-the-Art of Processes for the Treatment of Gold Mill Effluents*, Environnement Canada, Ottawa, 1987.*

Jaynes, D.B., A.S. Rogowski et H.B. Pionke, Acid Mine Drainage from Reclaimed Coal Strip Mines, *Water Resources Research*, 20, p. 233-250, 1984.

Jenke, D.R. et F.E. Diebold, Recovery of Valuable Metals from Acid Mine Drainage by Selective Titration, *Water Res.*, 17, 11, p. 1585-1590, 1983.

Jenke, D.R. et G.K. Pagenkopf, Chemical Changes in Concentrated, Acidic, Metal - Bearing Wastewaters when Treated with Lime, *Environ. Sci. Technol.*, 17, 4, p. 217-223, 1983.

Kleinmann, R.L.P., Field Evaluation of a Bactericidal Treatment to Control Acid Drainage, *Proceedings Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 1981.

Kleinmann, R.L.P., *Treatment of Acid Mine Water*, U.S. Bureau of Mines, Info. Circular 9027, Pittsburgh (PA), 1985.

Kleinmann, R.L.P. et D.A. Crerar, *Thiobacillus ferrooxidans* and the Formation of Acidity in Simulated Coal Mine Environments, *Geomicrobiology J.*, 1, 4, p. 373-388, 1979.

Kleinmann, R.L.P., D.A. Crerar et R.R. Pacelli, Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation, *Mining Engineering*, mars 1981, p. 300-304.

Knight, R.B. et J.P. Haile, *Sub-Aerial Tailings Deposition*, Société canadienne géotechnique, Institut canadien des ingénieurs, Montréal, 1983.

Knorre, H. et A. Griffiths, *Cyanide Detoxification with Hydrogen Peroxide Using the Degussa Process*, Conference on Cyanide and the Environment, Tucson (AZ), 1984.

Krause, E. et V.A. Ettel, *Ferric Arsenate Compounds - Are They Environmentally Safe? Solubilities of Basic Ferric Arsenates*, CIM Metallurgical Society Conference on Impurity Control and Disposal, Vancouver, l'Institut canadien des mines et de la métallurgie, 1985.

Kuit, W.J., Mine and Tailings Effluent Treatment at the Kimberley, B.C. Operations of Cominco Ltd., *CIM Bulletin*, déc. 1980, p. 105-112.

Kuit, W.J. et A.R. Babcock, *Process for the Removal of Cyanides from Effluents* , U.S. Patent 4,250,030, 1981.

Legendre, G.R. et D.R. Runnells, Removal of Dissolved Molybdenum from Wastewaters by Precipitates of Ferric Iron, *Environ. Sci. and Techno.*, 9, p. 744-749, 1975.

---

* À paraître en français.

Lowson, R.T., Aqueous Oxidation of Pyrite by Molecular Oxygen, *Chemical Reviews*, 82, 5, p. 461-497, 1982.

Lusardi, P.J. et P.M. Erickson, Assessment and Reclamation of an Abandoned Acid - Producing Strip Mine in Northern Clarion Country, Pennsylvania, *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 313-321, 1985.

Marchant, P.B., Precious Metals Scavenging at Equity Silver Mines Ltd., *CIMM Bull.* 79, 890, 53-61, 1986.

Moffett, D. et E. Barnes, "Radium-226 Removal by Precipitation and Sedimentation in Settling Ponds", *CIM Bulletin* 74, 832, p. 128-134, 1981.

Monenco, *Sulphide Tailings Management Study*, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1984.

Mudder, T.I. et J.L. Whitlock, Biological Treatment of Cyanidation Wastewaters, *Minerals and Metallurgical Processing*, 1, 2, p. 161-165, 1984.

Murray, D.R. et D. Okuhara, *Effect of Surface Treatment of Tailings on Effluent Quality*, EMR, rapport MRP/MRL 80, Ottawa, 1980.

Nebgen, J.W., W.H. Engelmann et D.F. Weatherman, Inhibition of Acid Mine Drainage Formation, The Role of Insoluble Iron Compounds, *The J. of Environmental Sciences*, mai-juin 1981, p. 23-27.

Neven, M., R. Steane et J. Becker, *Arsenic Management and Control at Key Lake*, CIM Metallurgical Society Conference on Impurity Control and Disposal, Vancouver, 1985, Institut canadien des mines et de la métallurgie, 1985.

Nicholas, G.D. et E.G. Foree, *The Application of Surface Sealant Technology for the Prevention of Acid Mine Drainage*, Commonwealth Technology Inc., Lexington (KY), 1982.

Nicholson, R.V., *Pyrite Oxidation in Carbonate - Buffered Systems: Experimental Kinetics and Control of Oxygen Diffusion in a Porous Medium*, thèse de doctorat, université de Waterloo, Waterloo, 1984.

Nishimura, T. et K. Tozawa, *The Calcium-Arsenic-Water-Air System*, CIM Metallurgical Society Conference on Impurity Control and Disposal, Vancouver, Institut canadien des mines et de la métallurgie, 1985.

Nordstrom, D.K., Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals, *Acid Sulphate Weathering*, Soil Science of Arsenic, publication spéciale du 10 novembre, Soil Science Society of America, Madison (WI), 1982.

Norman, G.E. et R.E. Michelutti, *Environmental Improvements at Falconbridge Limited*, CIM Bulletin, 77, 866, p. 92-98, 1984.

Ohio State, *Acid Mine Drainage Formation and Abatement*, EPA, Washington (D.C.), 1971.

Perry, E.F., Overburden Analysis: An Evaluation of Methods, *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 369-375, 1985.

Pugh, C.E., L.R. Hossner et J.B. Dixon, Oxidation Rate of Iron Sulphides as Affected by Surface Area, Morphology, Oxygen Concentration and Autotrophic Bacteria, *Soil Science*, 177, 5, p. 309-314, 1984.

Ramadorai, G., Treating Tailings Waters from Moly Operations, *Mining Engineering*, septembre 1978, p. 1303-1306.

Ricca, V.T. et R.R. Schutz, Acid Mine Drainage Modelling of Surface Mining, *Proceedings 1st International Mine Drainage Symposium*, p. 651-670, 1979.

Ritcey, G.M. et M. Silver, *Lysimeter Investigations on Uranium Tailings at CANMET* EMR, rapport MRP/MSL 81-36, Ottawa, 1981.

Robbins, R.G., *The Aqueous Chemistry of Arsenic in Relation to Hydrometallurgical Processes*, CIM Metallurgical Society Conference on Impurity Control and Disposal, Vancouver, Institut canadien des mines et de la métallurgie, 1985.

Robbins, R.G. et K. Tozawa, Arsenic Removal from Gold Processing Wastewaters: The Potential Ineffectiveness of Lime, *CIM Bulletin*, avril 1982, p. 171-174.

Robinsky, E.I., Thickened Discharge - A New Approach to Tailings Disposal, *CIMM Bulletin*, 68 (755), p. 105-106, 1975.

Rolia, E. et K.G. Tan, *L'oxydation chimique des thiosels contenus dans les effluents de traitement des minéraux*, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1985.

Russel, S., P.E. Klingensmith, F. Anton, P.E. Miorin et J.R. Saliunas, At-Source Control Through the Application of Several Abatement Techniques, *Proceedings 6th Symposium on Coal Mine Drainage Research*, Louisville (KY), p. 270-285, 1976.

Schmidt, J.W., L. Simovic et E. Shannon, *Natural Degradation of Cyanides in Gold Milling Effluents*, Environnement Canada, Ottawa, 1981.

Scott, J.S., *An Overview of Cyanide Treatment Methods for Gold Mill Effluents*, Conference on Cyanide and the Environment, Tucson (AZ), 1984.

SENES, *Assessment of the Mechanisms of Bacterially Assisted Oxidation of Pyritic Uranium Tailings*, Programme national de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa, 1984.

Shellhorn, M.A., A.A. Sobek et V. Rastogi, Results from Field Applications of Controlled Release Bactericides on Toxic Mine Waste, *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), pp. 357-360, 1985.

Silver, M., *Parameters for the Operations of Bacterial Thiosalt Oxidation Ponds*, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1985.

Silver, M. et O. Dinordo, Factors Affecting Oxidation of Thiosalts by *Thiobacilli*, *Appl. and Environ, Microbiol.*, 41, 6, p. 1301-1309, 1981.

Silverman, M.P., Mechanism of Bacterial Pyrite Oxidation, *J. of Bacteriology*, 94, 4, p. 1046-1051, 1967.

Simovic, L. et W.J. Snodgrass, Natural Removal of Cyanide in Gold Milling Effluents - Evaluation of Removal Kinetics, *Water Pollution Research Journal of Canada*, 20, 2,120, 1985.

Simovic, L., W.J. Snodgrass, K.L. Murphy et J.W. Schmidt, *Development of a Model to Describe the Natural Degradation of Cyanide in Gold Mill Effluents*, Conference on Cyanide and the Environment, Tucson (AZ), 1984, Environnement Canada, Ottawa, 1984.

Singer, P.C. et W. Stumm, Acid Mine Drainage: The Rate Determining Step, *Science*, 197, p. 1121-1123, 1970.

Smith, S.R. et J.C. Sencendiver, Suggested Guidelines for Methods of Operation in Surface Mining of Lands with Potentially Acid Producing Spoils, *Proceedings Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 1981.

Smith, A.C.S. et D. VanZyl, *Design Criteria in Acid Generating Mine Waste Disposal*, 7th Panamerican Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, 1983.

Sobek, A.A., W.A. Schuller, J.R. Freeman et R.M. Smith, *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils*, EPA-600/2-78-054, 1978.

Stumm, W. et C.F. Lee, Oxygenation of Ferrous Iron, *Ind. Eng. Chem.*, 53, 2, p. 143-146, 1961.

Stumm, W. et J.J. Morgan, *Aquatic Chemistry*, 2e édition, John Wiley and Sons, New York (NY), 1981.

Sturey, C.S., J.R. Freeman, T.A. Keeney et J.W. Sturm, Overburden Analyses by Acid - Base Accounting and Simulated Weathering Studies as a Means of Determining the Probable Hydrologic Consequences of Mining and Reclamation, *Proceedings 1982 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), p. 163-179, 1982.

Sullivan, P.J. et A.A. Sobek, Laboratory Weathering Studies of Coal Refuse, *Minerals and the Environment*, 4, p. 9-16, 1982.

Tan, K.G. et R. Rolia, Chemical Oxidation Methods for the Treatment of Thiosalt Containing Mill Effluents, *Canadian Metallurgical Quarterly*, 24, 4, p. 303-310, 1985.

Taylor, B.E. et M.C. Wheeler, Stable Isotope Geochemistry of Acid Mine Drainage. Experimental Pyrite Oxidation, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48, p. 2669-2678, 1984.

Taylor, B.E., M.C. Wheeler et D.K. Nordstrom, Isotope Composition of Sulphate in Acid Mine Drainage as Measure of Bacterial Oxidation, *Nature*, 308, 5, p. 538-541, 1984.

Torma, A.E., Microbiological Oxidation of Synthetic Cobalt, Nickel and Zinc Sulphides, *Rev. Can. Biol.*, 30, 3, p. 209-216, 1971.

Torma, A.E., G. Legault, D. Kougiomoutzakis et R. Ouellet, Kinetics of Bio-Oxidation of Metal Sulphides, *Can. J. Chem. Eng.*, 52, p. 515-517, 1974.

USBM, *Molybdenum Removal from Concentrator Wastewater*, U.S. Bureau of Mines Report of Investigations 8686, 1982.

USBM, *Control of Acid Mine Drainage*, U.S. Bureau of Mines Information Circular 9027, 1985.

Vuorminen, A., P. Hillonen, J.C. Hsu et O.H. Tuovinen, Stabilization and Speciation of Iron During Pyrite Oxidation by *Thiobacillus ferroxidans*, *Geomicrobiology Journal*, 3, 2, p. 95-118, 1983.

Wakao, N., M. Mishina, Y. Sakurai et H. Shiota, Bacterial Pyrite Oxidation I. The Effect of Pure and Mixed Cultures of *Thiobacillus ferroxidans* and *Thiobacillus thiooxidans* on Release of Iron, *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 28, p. 331-343, 1982.

Wakao, N., M. Mishina, Y. Sakurai et H. Shiota, Bacterial Pyrite Oxidation II. The Effect of Various Organic Substances on Release of Iron from Pyrite by *Thiobacillus ferroxidans*, *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 29, p. 177-185, 1983.

Wangen, L.E. et M.M. Jones, The Attenuation of Chemical Elements in Acidic Leachates from Coal Mineral Wastes by Soils, *Environ. Geol. Water Sci.*, 6, 3, p. 161-170, 1984.

Wasserlauf, M.A., *Description of Wastewater Treatment Plants at Seven Mining and Metallurgical Operations in Eastern Canada*, Environnement Canada, Ottawa, 1985.

Wasserlauf, M., A. Condy et K.G. Wheeland, *Techno-Economic Evaluation of Thiosalt Treatment Processes*, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1985.

Wasserlauf, M. et J.E. Dutrizac, *The Chemistry, Generation and Treatment of Thiosalts in Milling Effluents - A Non-critical Summary of CANMET Investigations 1976-1982*, CANMET, rapport 82-4E, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1982.

Watkin, E.M. et J. Watkin, Inhibiting Pyrite Oxidation Can Lower Reclamation Costs, *Canadian Mining J.*, décembre 1983, p. 29-31,

Weider, R.K. et G.E. Sang, Influence of Wetlands and Coal Mining on Stream Water Chemistry, *Water, Air and Soil Pollution*, 23, p. 381-396, 1984.

West Virginia Surface Mine Drainage Task Force, *Suggested Guidelines for Method of Operation in Surface Mining of Areas with Potentially Acid - Producing Materials*, W. Va. Dept. of Nat. Res., Charleston (WV), p. 18, 1979.

Williams, E.G., A.W. Rose, R.R. Parizek et S.A. Waters, *Factors Controlling the Generation of Acid Mine Drainage*, rapport présenté au U.S. Bureau of Mines, Research Grant G5105086, p. 256, 1982.

Wilmouth, R.C., *Limestone and Limestone - Lime Neutralization of Acid Mine Drainage*, EPA-670/2-74-051, Cincinnati (OH), 1974.

Zaidi, A., B. Conard, E. Devuyst, J. Schmidt et L. Whittle, *Performance of a Full Scale Effluent Treatment System Using the SO_2/Air Process for the Removal of Free and Complexed Cyanide*, 59th Annual Conf., Water Pollution Control Federation, Los Angeles (CA), 1986.

Zaidi, A., M. Jovanovic et L. Whittle, *Residual Chlorine Based Automatic Process Control for the Alkaline Chlorination Process Treating Cyanide Waste*, 41st Annual Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette (IN), 1986.